rapport

INFLUENCE DE L'ACIDITÉ SUR CERTAINES POPULATIONS D'AMPHIBIENS DU QUÉBEC

par
Dolors Planas
Claude Gascon

Université du Québec à Montréal
Département des Sciences Biologiques
Laboratoire de Limnologie

Rapport final présenté au Ministère du Loisir de la Chasse et de la Pêche

Août 1985

Québec

"Influence de l'acidité sur certaines populations d'Amphibiens du Québec".

par

Dolors Planas
Claude Gascon

Université du Québec à Montréal

Département des Sciences Biologiques

Laboratoire de Limnologie

Rapport final présenté au Ministère
du Loisir de la Chasse et de la Pêche

Août 1985

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec
2e trimestre 1985
ISBN: 2-550-12353-0

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES iii

LISTE DES TABLEAUX ET ANNEXES v

LISTE DES FIGURES vii

REMERCIEMENTS ix

RESUME xi

1 - INTRODUCTION 1

2 - MATERIELS ET METHODES 4

2.1 - Localisation des étangs 4

2.2 - Durée de l'échantillonnage 4

2.3 - Caractérisation des étangs 4

2.4 - Mesures physico-chimiques 6

2.5 - Mesures biologiques 6

2.51 - Abondance des espèces 6

2.52 - Succès de reproduction 8

2.53 - Evolution des populations de têtards 9

3 - TRAITEMENT DES DONNEES 10

3.1 - Caractérisation des étangs 10

3.11 - Classification des étangs 10

3.12 - Physico-chimie des étangs 10

3.2 - Abondance des espèces 11

3.3 - Succès de reproduction 12

4 - RESULTATS 14

4.1 - Caractérisation des étangs 14

4.11 - Morphométrie et couverture végétale 14

4.12 - Physico-chimie des étangs 17

4.2 - Activité biologique aux étangs 25

4.21 - Abondance des espèces 25

4.22 - Succès de reproduction 27

4.23 - Evolution des populations de têtards 30

5 - DISCUSSION 40

5.1 - Caractérisation des étangs 40

5.11 - Morphométrie et couverture végétale 40

5.12 - Physico-chimie des étangs 40

5.2 - Activité biologique aux étangs 42

5.21 - Abondance des espèces 42

5.22 - Succès de reproduction 43

5.23 - Evolution des populations de têtards 44

6 - CONCLUSION 47

LISTE DES REFERENCES 48

LISTE DES TABLEAUX ET ANNEXES

Tableau 1 - Paramètres physico-chimiques mesurés ainsi que la méthode de l'appareil utilisé dans chaque cas 7

Tableau 2 - Caractéristiques physiques, couverture végétale et évolution du plan d'eau 15

Tableau 3 - Espèces dominantes de la végétation aquatique émergente aux étangs 18

Tableau 4 - Classification des étangs selon Jacques et Hamel (1982) 19

Tableau 5 - Matrice de corrélations de Pearson pour les 16 paramètres physico-chimiques 20

Tableau 6 - Corrélations entre les descripteurs physico-chimiques et les 2 premiers axes principaux 24

Tableau 7 - Densité des masses d'oeufs (masse/m^2) des différentes espèces recensées dans les 15 étangs 26

Tableau 8 - Coefficients de corrélations de rang de Kendall entre 3 descripteurs biologiques de Rana sylvatica et 8 descripteurs physiques et chimiques 28

Tableau 9 - Paramètres physico-chimiques qui discriminent les étangs regroupés à partir des paramètres biologiques Rana sylvatica 29

ANNEXE A - Détail des analyses statistiques 52

ANNEXE B - Tableau des données pour les 16 paramètres physico-chimiques 55

ANNEXE C - Abondance des espèces, pourcentage de moisissures et durée de la période embryonnaire dans chaque étang 56

ANNEXE D - Stades de développement selon Gosner (1960) 57

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Zone d'étude et localisation des étangs échantillonnés 5

Figure 2 - Projection des vecteurs physico-chimiques et des étangs dans l'espace réduit des 2 premières composantes principales 23

Figure 3 - Projection des vecteurs biologiques et physico-chimiques dans un même espace réduit des 2 premières composantes principales 31

Figure 4 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 1B 32

Figure 5 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 1 33

Figure 6 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 2 34

Figure 7 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 4 35

Figure 8 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 6 36

Figure 9 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 7 37

Figure 10- Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Bufo americanus à l'étang 11 38

Figure 11- Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 14 39

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier tout le personnel du bureau du MLCP de St-Faustin et spécialement M. Jean-Paul Blais, pour l'aide précieuse qu'ils nous ont apportée. Aussi, nous remercions le Dr. Bruce Lazerte, du Ministère de l'Environnement de l'Ontario, pour les analyses de dosage d'aluminium, ainsi que M. Jacques Lemaire pour ses précieux conseils lors du traitement des données.

RESUME

Afin de déterminer l'effet de l'acidité sur quelques espèces d'Amphibiens au Québec, seize étangs ont été échantillonnés dans une région comprise entre le lac Supérieur au nord et St-Faustin au sud (région de Montréal). Des mesures physico-chimiques, biologiques, morphologiques et floristiques ont été relevées à chaque étang durant la période d'échantillonnage. Les résultats démontrent que les paramètres pH, acidité et carbone organique total déterminent la densité de pontes de la grenouille des bois, d'une part, et le pourcentage de moisissures des pontes de cette même espèce, d'autre part. Les faibles densités de pontes pour les quatre autres espèces recensées nous empêchent d'identifier des relations avec les paramètres physico-chimiques. Malgré la présence de pontes de la grenouille des bois dans onze étangs, la métamorphose complète n'a été observée que dans quatre étangs. Comme la grenouille des bois est l'espèce la moins sensible au pH, il nous est possible d'envisager un avenir encore plus sombre pour les espèces plus vulnérables.

1 - INTRODUCTION

L'impact des précipitations acides sur la physico-chimie des eaux douces est bien documenté (Cogbill, 1976; Likens et Bormann, 1974; Seip et Tollan, 1978), et certains chercheurs (Hagen et Langeland, 1973; Haapala et al., 1975; Hultberg, 1977; Jeffries et al., 1979) ont décrit des chutes de pH dans des lacs et des ruisseaux lors de la fonte des neiges ou suite à des épisodes pluvieux. Ce dernier phénomène est aussi décrit par Cook (1978) dans les petits plans d'eau, tels les étangs. Ceux-ci, en raison de leur faible volume d'eau, pourront être facilement influencés par les apports de la fonte des neiges et représentent donc des écosystèmes très sensibles à l'acidification.

Il existe deux types d'étangs, permanents ou temporaires, qui se distinguent par le fait qu'ils s'assèchent complètement ou non durant l'été. L'assèchement complet des petits plans d'eau est influencé par la quantité de précipitation, ce qui peut faire qu'un étang que l'on croit permanent, s'assèche durant une année, tandis qu'un étang normalement temporaire peut subsister durant une ou plusieurs années consécutives.

Ces écosystèmes représentent des sites potentiels pour la reproduction de plusieurs espèces d'amphibiens actifs tôt au printemps tels la grenouille des bois (Rana sylvatica) et la rainette crucifère (Hyla crucifer).

Les modifications physico-chimiques qui surviennent dans les étangs permanents et temporaires peuvent entraîner des effets sur la reproduction des

espèces d'amphibiens présents à ces moments-là. La littérature existante identifie le pH et les fortes concentrations d'aluminium comme étant les principaux éléments toxiques agissant sur la reproduction des amphibiens. Gosner et Black (1957) ont trouvé une forte corrélation entre le pH et le nombre d'espèces de grenouilles présentes dans des tourbières. Selon leurs résultats, seulement quatre espèces sur les 11 identifiées, se reproduisent avec succès à des pH inférieurs à 4.1. D'autres chercheurs ont aussi noté que certaines espèces d'amphibiens normalement abondantes dans une région étaient absentes dans une tourbière à pH 4.0 (Saber et Dunson, 1978). Pough (1976) et Pough et Wilson (1977) ont démontré qu'il existe des seuils de pH en-deça desquels le succès d'éclosion de la salamandre maculée (Ambystoma maculatum) diminue rapidement. Dunson et Connell (1982) ont observé la même diminution dans le succès d'éclosion des oeufs de la grenouille Xenopus laevis (South African clawed frog) en milieu acide (pH 3.9-4.3). Ces auteurs suggèrent un blocage dans le fonctionnement des enzymes responsables de l'éclosion des oeufs comme mécanisme de toxicité du pH sur les oeufs. De même, Schlicter (1981) suggère qu'il existe un seuil de pH pour la fertilisation des oeufs de la grenouille léopard (Rana pipiens). Le pourcentage de fertilisation des oeufs est affecté à des valeurs de pH inférieures à 6.0. Gascon et Bider (1985) ont aussi démontré des seuils de toxicité aigue de pH (4.2-4.3) pour les têtards de la grenouille verte et le ouaouaron.

Pour pallier au manque de données sur les effets des précipitations acides sur les amphibiens du Québec, le Laboratoire de Limnologie de l'Université du Québec à Montréal, en collaboration avec le Ministère du Loisir, de la Chasse

et de la Pêche, ont mis sur pied un projet de recherche visant à identifier les impacts de l'acidité sur quelques populations d'amphibiens et plus précisément sur leur reproduction. Notre hypothèse de travail comprend deux facettes:

1) L'abondance et le succès de reproduction des populations de grenouilles seront plus faibles dans les habitats acides.

2) L'apparition des différents stades larvaires et la durée de la période larvaire de la grenouille des bois (Rana sylvatica) seront affectées dans les étangs acides.

2 - MATERIELS ET METHODES

2.1 - Localisation des étangs

Le choix des étangs a été fait en fonction des contraintes suivantes: l'existence d'un grand nombre d'étangs dans une zone restreinte et la proximité des laboratoires du MLCP de St-Faustin. La zone retenue est délimitée par le lac Supérieur au nord et St-Faustin au sud (figure 1).

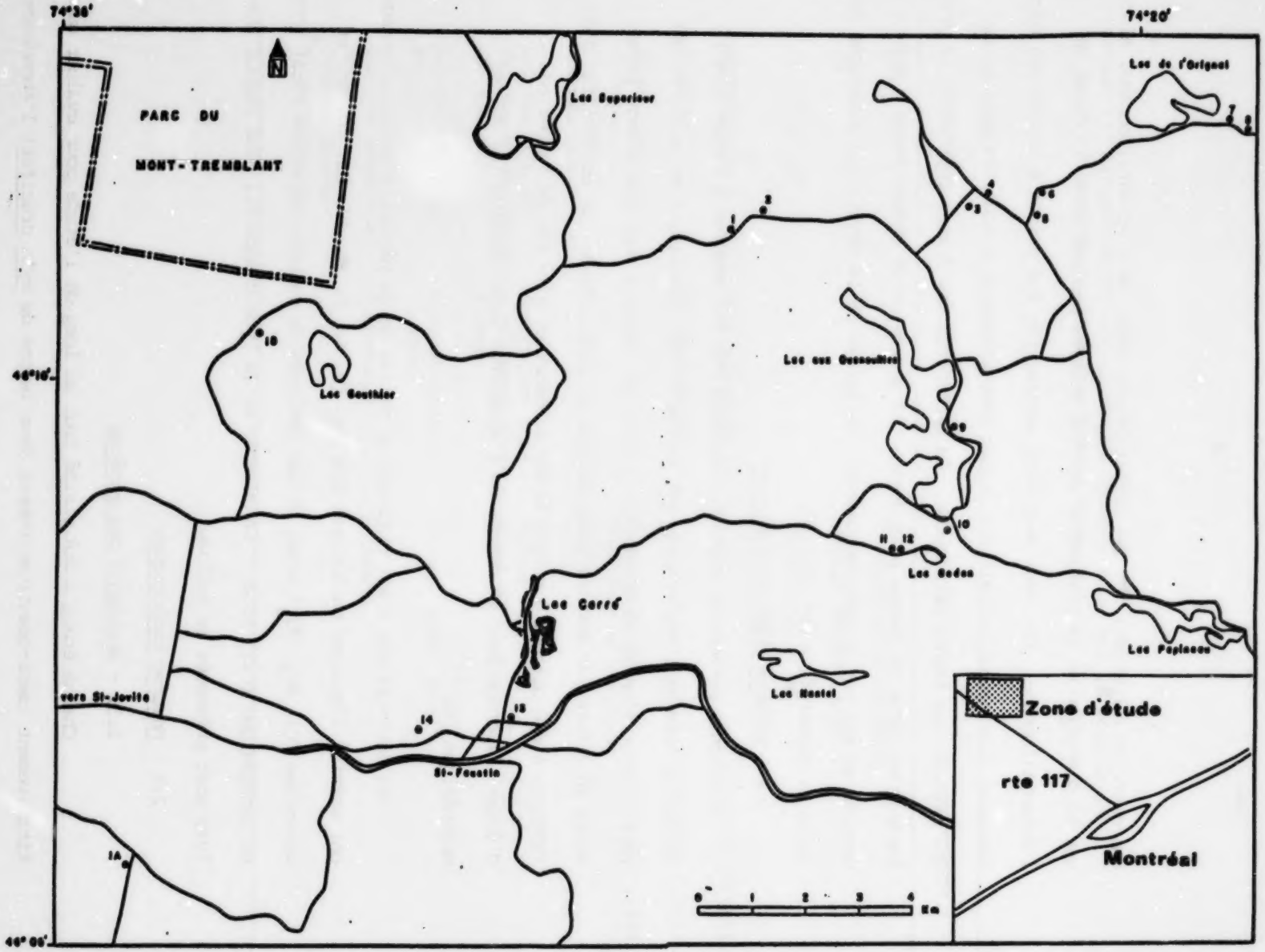
Seize étangs ont d'abord été choisis en fonction de leur pH et de leur superficie. Un circuit a été établi (fig. 1) de façon à ce que l'échantillonnage ait lieu toujours dans le même ordre: soit de l'étang 1A jusqu'à l'étang 14. Au départ, les 16 étangs ont été classifiés suivant leur nature permanente ou temporaire. Cette classification a dû être révisée au cours de l'étude à cause de l'assèchement de certains plans d'eau. Après la deuxième semaine d'échantillonnage, un étang a été abandonné en raison de différences morphologiques importantes (profondeur, rives escarpées) avec l'ensemble des autres étangs.

2.2 - Durée de l'échantillonnage

L'étude s'est échelonnée du 1er mai 1984 au 15 août 1984. Pour les deux premiers mois, les visites se faisaient à chaque jour pour ensuite diminuer à 2 fois par semaine et 1 fois par semaine vers la fin de la période d'échantillonnage.

2.3 - Caractérisation des étangs

Chacun des étangs a fait l'objet d'une caractérisation morphométrique. Certaines mesures (type d'étang, type de fond, topographie du milieu, végétation


74°36'
74°32'
46°16'
46°05'
N
PARC DU
MONT-TREMBLANT
Lac Supérieur
Lac de l'Original
Lac aux Goscouilles
Lac Gauthier
Lac Carré
Lac Godon
Lac Papineau
Lac Hostel
vers St-Jovite
St-Faustin
Zone d'étude
rte 117
Montréal
0 1 2 3 4 Km

émergente et submergée) ont été effectuées au début de l'échantillonnage, alors que la dimension et la profondeur ont été suivies pendant toute la durée de l'échantillonnage. Ces deux dernières mesures ont été prises à toutes les deux semaines pour ce qui a trait aux étangs temporaires et à tous les mois en ce qui regarde les étangs permanents. La profondeur des étangs représente la profondeur maximale de chaque plan d'eau. La dimension de chaque étang a été mesurée au pas par l'expérimentateur. Un relevé de la végétation aquatique émergente et submergée a été réalisé.

2.4 - Mesures physico-chimiques

Plusieurs paramètres physico-chimiques ont été mesurés à chaque étang. Certaines mesures (température, pH, conductivité, alcalinité et acidité) ont fait l'objet d'un suivi constant: 1 fois par semaine pour les étangs permanents et 2 fois par semaine pour les étangs temporaires. Un échantillon d'eau (500 ml) a été prélevé à chaque étang au début et à la fin de la période d'échantillonnage pour le dosage de l'aluminium total dissous (Al TD) et monomérique (Al^{+3}).

Des échantillons d'eau prélevés au milieu de la période d'échantillonnage ont servi à l'analyse cationique (Ca, Mg, Fe, Na, K, Mn, Ni, Cu, Cd, Zn) et anionique (Cl, SO_4, NO_3) ainsi qu'aux analyses de carbone organique total (COT) et inorganique (CIT) total. La méthode et le type d'appareil pour chaque analyse sont présentés au tableau 1.

2.5 - Mesures biologiques

2.51 - Abondance des espèces

Chaque étang a été visité tout au long de l'étude pour évaluer quantitativement (semi-quantitativement dans le cas de Hyla crucifer) l'abondance des espèces. Comme cette mesure était basée sur le nombre de masses d'oeufs

Tableau 1: Paramètres physico-chimiques mesurés ainsi que la méthode et l'appareil utilisé dans chaque cas.

Paramètre	Méthode	Appareil	Référence
T^{o}		Thermomètre de terrain	
pH		pHmètre METROHM E588	
Conductivité		Conductimètre de terrain Horizon 1484	
Alcalinité	Titrimétrique		M.E.O. (1981)
Acidité	Titrimétrique		M.E.O. (1981)
Aluminium total dissous Aluminium monomérique		Absorption atomique avec four au graphite	Lazerte (1984)
Cations (Ca, Mg, Fe, Na, K, Mn, Ni, Cu, Cd, Zn)	Absorption atomique avec flamme	Perkin-Elmer Model 403	
Anions (Cl, SO_4, NO_3)	Chromatographie ionique	Dionex, model 2010i	
Carbone organique total Carbone inorganique total	Infrarouge	Beckmann	

dénombrées pour chaque espèce, elle représente en fait une estimation minimale du nombre de femelles pondeuses pour chaque espèce. La superficie relativement faible des étangs permettait un dénombrement exhaustif de ces derniers. Tout au long de la période de reproduction, les étangs ont été visités et chaque masse d'oeufs localisée était notée et identifiée pour éviter de la recompter. A cause de la proximité des étangs choisis, ces derniers pouvaient être visités en entier au cours de la même journée.

Cette méthode d'échantillonnage servait pour toutes les espèces sauf une, la rainette crucifère (Hyla crucifer). En fait, cette espèce pond ses oeufs individuellement sur une feuille ou une tige de plante aquatique. Il devient, dans ce cas, impossible de dénombrer, de façon fiable, le nombre d'oeufs pondus dans un étang, pour cette espèce donc, des échantillonnages nocturnes ont été réalisés. Lors de ces visites, un indice semi-quantitatif d'abondance, a été attribué à chacun des étangs, en se basant sur l'intensité de la chorale des mâles présents. Quatre classes d'abondance ont été retenues: 1 - absent; 2 - peu abondant; 3 - abondant; 4 - très abondant.

2.52 - Succès de reproduction

Dans un premier temps, le stade de développement des pontes localisées a été noté pour évaluer la durée de la période embryonnaire. Aussi, le pourcentage de moisissures des pontes a été évalué visuellement, la présence de moisissures pouvant indiquer un arrêt dans le développement embryonnaire. A l'éclosion des pontes, une évaluation globale du taux d'éclosion a été faite.

2.53 - Evolution des populations de têtards

La grenouille des bois (Rana sylvatica) étant la plus susceptible d'être rencontrée dans nos étangs, elle a été choisie pour le suivi de l'évolution des populations de têtards. Notre but était alors de déterminer de quelle façon ces populations se comportaient dans le temps en fonction de deux prémisses:

1) Comparer l'apparition des différents stades de développement larvaire (Gosner, 1960; annexe D) dans chacun des étangs.
2) Identifier des événements de mortalité massive dans les populations de têtards de chaque étang, et les relier si possible avec des caractéristiques ou des changements physico-chimiques des étangs.

Pour suivre les populations de têtards, de 3 à 6 stations furent choisies dans l'étang dépendant de sa superficie. Un carrelet, possédant une maille suffisamment fine pour retenir les petits têtards, était déposé au fond à chaque station. Après 15 minutes, le carrelet était relevé de façon à capturer les têtards se trouvant au-dessus. Le stade de chacun des têtards échantillonnés hebdomadairement à chaque étang fut identifié au laboratoire.

3 - TRAITEMENT DES DONNEES

Pour une description détaillée des analyses statistiques utilisées dans ce travail, le lecteur pourra se référer à l'annexe A.

3.1 - Caractérisation des étangs

3.11 - Classification des étangs

Pour la description des habitats humides au Québec, nous avons adopté le système de classification des terres humides du Québec (Jacques et Hamel, 1982).

3.12 - Physico-chimie des étangs

Pour tenter de simplifier la description physico-chimique des étangs, nous avons eu recours à deux types d'analyses. Premièrement, des coefficients de similarité (symétrique de Gower) ont été calculés entre les étangs. Une méthode de groupement à liens complets a ensuite été appliquée sur les coefficients obtenus. Aussi, des coefficients de corrélations de Pearson (corrélations paramétriques) ont été calculés sur les 16 paramètres physico-chimiques (normalisés par la transformation $\ln y + 1$). Ceci a été effectué dans le but de déterminer le sens et l'ampleur de la relation existante entre les paramètres comparés deux à deux. Dans un deuxième temps, une analyse en composantes principales a été réalisée sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques. Grâce à cette méthode, il est possible de faire la double projection des étangs et des vecteurs paramètres sur un même graphique. La variabilité entre les groupes d'étangs peut alors être expliquée par les paramètres physico-chimiques contribuant le plus aux axes principaux.

3.2 - Abondance des espèces

Pour standardiser les résultats obtenus pour les différents étangs, les dénombrements d'abondance des pontes ont été transformés en densité par m^2. En raison de la faible densité de toutes les espèces, sauf la grenouille des bois, seuls les résultats de cette espèce sont traités en fonction des paramètres physico-chimiques. Aussi, dans le cas des paramètres reflétant le succès de reproduction, seuls les résultats de la grenouille des bois sont traités.

Pour identifier les relations existantes entre les densités de pontes d'une part et les paramètres physico-chimiques, et la couverture végétale, d'autre part, des coefficients de corrélations non-paramétriques (tau de Kendall) ont été calculés.

Afin d'identifier le(s) paramètre(s) pouvant expliquer les variations de densité des pontes, deux groupes d'étangs ont été formés. Une moyenne des densités de pontes (0.35 masse par m^2) obtenues, pour la grenouille des bois, par Howard (1983) et Waldman (1982), dans des étangs non perturbés, sert de limite pour la formation de deux groupes; le premier groupe représente les étangs ayant une densité inférieure à cette moyenne, et le second, les étangs possédant une densité supérieure. Une analyse discriminante, à partir des paramètres physico-chimiques, a alors été réalisée sur ces deux groupes. Le but de cette analyse est de trouver une fonction discriminante (qui est une combinaison linéaire des variables d'origine) qui différencie le mieux (le plus de variance expliquée) les groupes formés.

3.3 - Succès de reproduction

Le même type de cheminement analytique est proposé pour les paramètres relatifs au succès de reproduction: la moisissure et la durée de la période embryonnaire. Dans un premier temps, des coefficients de corrélations non-paramétriques (tau de Kendall) nous indiquent le type de relation existant entre ces paramètres et les paramètres physico-chimiques.

Dans un deuxième temps, des analyses discriminantes ont été réalisées sur des groupes d'étangs, basées d'une part sur le pourcentage de moisissure des oeufs de la grenouille des bois et, d'autre part, sur des groupes formés à partir de la durée de la période embryonnaire. Pour ce qui est de la moisissure, les deux groupes ont été établis en se basant sur les informations de Herreid et Kinney (1967) qui ont noté un taux de fertilisation des masses d'oeufs de la grenouille des bois de 85 à 90%. Comme les oeufs non fertilisés se décomposent et sont attaqués par les moisissures (Cook, 1978), on assume un seuil de 10 à 15% de moisissures comme étant une condition "naturelle" pour la grenouille des bois. Les résultats de moisissures dans nos étangs se séparent très bien en deux groupes puisque aucun étang n'a démontré un pourcentage cumulatif de moisissures entre 5 et 20%. Donc, ces deux valeurs ont été prises comme limite supérieure et inférieure des deux groupes, respectivement. A notre avis, le groupe 2 (soit les étangs avec > 20% de moisissures) représente les étangs qui démontrent plus de moisissures que ce à quoi on peut s'attendre en condition naturelle.

Les deux groupes formés à partir de la durée de la période embryonnaire l'ont été en prenant les étangs où la durée était de 13 ou 14 jours, par rapport aux autres étangs où la durée était de 19 jours. Le paramètre T^{O} moyenne a été inclus dans cette analyse, car la vitesse de développement des oeufs est fonction de la température de l'eau (Gosner, 1960).

Pour représenter visuellement les relations et leur ampleur, entre les paramètres physico-chimiques et les paramètres biologiques (densité, moisissures et période embryonnaire), un autre type d'analyse est suggéré par Legendre et Legendre (1984). Il s'agit de faire une analyse en composantes principales sur les 2 types de descripteurs à la fois. Ce traitement a pour effet de positionner nos vecteurs paramètres dans un espace réduit à 2 dimensions où l'angle formé entre 2 paramètres est proportionnel à leur corrélation. Il est alors facile de distinguer les paramètres fortement correlés de façon positive (angle de 0^{o}) ou de façon négative (angle de 180^{o}).

Dans cette analyse, les 3 paramètres biologiques sont jumelés aux paramètres physico-chimiques de façon à dresser un portrait global des relations existantes entre ces paramètres.

4 - RESULTATS

4.1 - Caractérisation des étangs

4.11 - Morphométrie et couverture végétale

Le tableau 2 illustre les caractéristiques morphométriques des étangs lors de la période d'échantillonnage. Les étangs étaient, en général, des petits étangs de forêt de faible superficie (40 à 520 m^2), de faible profondeur (maximum de 1.5 m) ayant des fonds nus de vase parfois recouverts de litière, de graminées ou de sphaignes. Généralement, les étangs à fond vaseux se rencontraient en bordure des routes, tandis que les étangs où le fond était composé de litière ou de graminées se retrouvaient plus fréquemment en milieu forestier. Les pourcentages de couverture de végétation émergente et submergée étaient très variables. La végétation des rives des étangs était composée, à des degrés variables, de graminées, arbres ou forêts (bouleaux, aulnes, saules, épinettes, merisiers, sapins), ou sphaignes.

Dans le tableau 2, nous présentons aussi le pourcentage d'assèchement maximum des étangs lors de la période d'échantillonnage. Six étangs ont complètement séché durant la période d'échantillonnage (1B, 8, 11, 12, 13 et 14), alors que trois autres étangs ont vu leur superficie réduite d'au moins 75% (1, 5 et 10). Les autres étangs ont eu, au maximum, 57% de leur superficie réduite (1A, 2, 4, 6, 7 et 9). Il est à noter que ces valeurs d'assèchement représentent, en pourcentage, la diminution maximale observée en terme de superficie des étangs. Il se peut, ainsi, qu'après un assèchement partiel ou complet d'un étang, ce dernier se remplisse suite à de fortes précipitations. Ce phénomène a été observé à l'étang 1B où il y a eu assèchement complet le

Tableau 2 - Caractéristiques physiques, couverture végétale et évolution du plan d'eau

Etang	Type d'étangs	Superficie (m^2)	Prof. max. (m)	Fond	% couverture vég. émergée	% couverture vég. submer.	Végétation des rives	% d'assèchement
1A	Fossé	40	0.5	Vase noire	40	5	60% graminées Carex 40% route (gravier)	47
1B	Etang	176	0.5	Sphaignes M-O non décomposé	20	80	60% bouleau 30% graminées 10% aulne	100
1	Fossé	132	1.0	Vase - feuilles mortes	5	20	50% sphaignes 40% graminées 10% bouleaux	75
2	Fossé	42	0.5	Litière - graminés	15	30	75% graminées 25% bouleaux	21
4	Etang	140	1.0	Vase	25	50	100% graminées	57
5	Etang	70	0.5	Litière - graminés	10	90	80% graminées 20% bouleaux, saules	81
6	Etang	475	1.0	Végétation meuble	5	80	40% litière 20% route 20% épinette 20% saule	9
7	Etang	255	1.0	Litière - sphaignes	25	30	40% litière 20% déchets 20% merisier 10% roche 10% bouleaux	40
8	Etang	66	1.0	Litière	5	10	80% litière 20% sapin, merisier	100

9,	Fossé	300	1.0	Sphaignes	100	30	40% graminées 30% sphaignes 30% sapin	10
10	Etang	230	0.5	Litière	25	5	50% litière 25% bouleaux 25% arbustres	92
11	Etang	520	1.0	Vase - litière	10	20	50% graminées 30% épinette, merisier 20% litière	100
12	Etang	63	0.5	Litière	5	5	80% litière 10% sapin 10% merisier	100
13	Fossé	88	0.5	Graminés	0	100	50% graminées 50% bouleaux	100
14	Etang	182	1.5	Vase - litière	5	30	60% graminées 35% litière 5% bouleaux	100

5 juillet 1984, pour se remplir ensuite entre le 6 et le 16 juillet 1984.

Les résultats des relevés de végétation aquatique des étangs sont présentés au tableau 3. Les espèces dominantes émergentes étaient: Scirpus sp., Onoclea sensibilis, Carex sp., Osmunda cinnamomea, Iris versicolor, Typha sp., des graminées et quelques Ericacées.

Le tableau 4 montre la classification des étangs selon la méthode de Jacques et Hamel (1982). Les étangs ont été classifiés jusqu'à la sous-classe. Deux modificateurs de classe ont été rajoutés; "y" représentant les étangs avec moins de 50% de leur superficie qui s'assèche et "z" pour les étangs avec plus de 50% d'assèchement. Dans les descripteurs de sous-classe pour la classe: substrat dénudé (N), nous avons aussi rajouté la sous-classe litière (1).

De façon générale, les étangs font partie de la classe des marais (M). Deux autres classes sont aussi représentées, soit: substrat dénudé (N) et tourbière (T). Les formes de croissance sont en grande partie herbacées à végétation submergée (h14). Enfin, les descripteurs spéciaux sont principalement représentés par les zones naturelles non perturbées (n2) et par une route (t4).

4.12 - Physico-chimie des étangs

Les résultats détaillés de tous les paramètres physico-chimiques sont présentés en annexe B. Plusieurs paramètres physico-chimiques étant fortement corrélés entre eux, nous avons éliminé les paramètres redondants avant d'effectuer l'analyse en composantes principales. Ceci a été réalisé à partir de la matrice de corrélations de Pearson (tableau 5) et d'une première analyse en composantes principales effectuée sur l'ensemble des paramètres physico-chimiques. Nous avons cherché à identifier des groupes de

Tableau 3 - Espèces dominantes de la végétation aquatique émergente aux étangs.

Etangs	Espèces
1A	Scirpus sp. Carex pseudo-cyperus Typha sp.
1B	Iris versicolor Graminées
1	Scirpus sp.
2	Graminées
4	Scirpus sp. Onoclea sensibilis
5	Graminées
6	Calla palustris Onoclea sensibilis Graminées
7	Onoclea sensibilis Labiées Ericacées
8	-
9	Calla palustris Scirpus sp. Osmunda cinnamomea Sphaignes
10	Osmunda cinnamomea Onoclea sensibilis
11	Onoclea sensibilis Graminées
12	-
13	Graminées
14	Graminées

Tableau 4 - Classification des étangs selon Jacques et Hamel (1982)

Etang	Classification
1A	P N^{y} v ha t4
1B	P T^{3} h h14 c3
1	P M^{y} P h14 n2 et t4
2	P M^{y} P h14 n2 et t4
4	P M^{y} P ha n2 et t4
5	P M^{z} p h14 n2 et t4
6	P M^{y} P h14 n2 et t4
7	P M p h14 n3
8	P N^{3} 1 a5 n2 et 74
9	P T^{y} a -15 n2 et t4
10	P N^{z} 1 a7 n2 et t4
11	P M^{z} p h14 n2
12	P N^{z} 1 - n2
13	P M^{z} p h14 n2 et t4
14	P M^{z} P h14 n2

Tableau 51- Matrice de corrélations de Pearson pour les 16 paramètres physico-chimiques (seules les corrélations significatives sont indiquées comme présentes).

	pH	pH moyen	Conductivité	Alcalinité	Acidité	Aluminium total dissous	Aluminium monomérique	Calcium	Magnésium	Sodium	Potassium	Chlorure	Sulfate	Carbone organique total	Carbone inorganique total	Carbone total
pH	x															
pH moyen	x	x														
Conductivité		x	x													
Alcalinité			x	x												
Acidité	x	x			x											
Aluminium total dissous	x	x	x	x	x	x										
Aluminium monomérique	x	x			x	x	x									
Calcium	x	x	x	x		x	x	x								
Magnésium	x	x	x	x		x	x	x	x							
Sodium		x	x	x		x		x	x	x						
Potassium	x						x				x					
Chlorure		x	x					x		x		x				
Sulfate		x								x	x		x			
Carbone organique total													x	x		
Carbone inorganique total		x	x	x		x	x	x	x	x		x			x	
Carbone total				x				x						x		x

paramètres fortement corrélés entre eux. De cette façon, chaque groupe de paramètres pouvait se résumer par un ou quelques fois, deux paramètres. Ceci a comme résultat de raffiner la représentation graphique finale. Ainsi, par exemple, les paramètres calcium, magnésium et sodium étaient tous fortement corrélés au paramètre conductivité. Nous avons conservé ce dernier puisque le vecteur conductivité était le seul qui dépassait le cercle des contributions équilibrées sur la première analyse en composantes principales. Ce paramètre était donc plus important dans l'explication du phénomène écologique en question.

Nous avons donc conservé les six paramètres suivants: pH, conductivité, alcalinité, acidité, aluminium total dissous et carbone organique total. Il est à noter que seuls ces six paramètres ont été retenus pour le traitement de données des sections qui suivent.

Les résultats de l'analyse en composantes principales sont présentés à la figure 2. Les groupes d'étangs obtenus par les liens complets sont aussi indiqués. Les axes I et II expliquent 79% (44 et 35% respectivement) de la variance totale des 6 paramètres utilisés. Grâce à la double projection des vecteurs paramètres et des étangs sur un même graphique, la description physico-chimique générale des étangs est facilitée. Le tableau 6 montre les corrélations de chaque descripteur avec les deux premiers axes. On note que les descripteurs aluminium total dissous(AlTD) et conductivité ont les plus fortes corrélations avec l'axe I et de plus, ils apportent une contribution à la variance de cet axe puisque leurs vecteurs paramètres dépassent le cercle de contribution équilibré. Par ailleurs, les paramètres acidité et carbone organique total (COT) ont de fortes corrélations avec l'axe II, mais seul

l'axe descripteur acidité apporte une contribution à l'axe II, puisque le paramètre COT ne dépasse pas le cercle des contributions équilibrées (fig. 2). Le paramètre alcalinité montre aussi une forte corrélation avec l'axe II. Cependant, à notre avis, il existe un biais au niveau de ce paramètre. En fait, on s'attend à ce que la relation entre les paramètres alcalinité et acidité en soit une inverse, or dans notre cas, les deux variables se comportent de façon indépendante. Ce phénomène peut être dû au fait que nous avons utilisé les valeurs moyennes de ces deux paramètres pour l'ensemble de la durée de la période d'échantillonnage. Or, comme ces deux paramètres mesurent les quantités de CO_2 (acidité) et de HCO_3^- (alcalinité) et que la quantité de ces deux composés est fonction de la température de l'eau, il se peut que ce dernier paramètre (T^o) agisse comme facteur confondant.

De plus, on note certaines tendances quant aux corrélations qui existent entre les 6 paramètres représentés à la figure 2. Dans ce type de graphique, la corrélation entre 2 paramètres est indiquée par l'angle formé entre leurs 2 vecteurs: un angle de 180^o indiquant une corrélation parfaite mais négative (-1), et à l'opposé, un angle de 0^o indiquant une corrélation parfaite positive. Ainsi, la corrélation la plus évidente est celle de l'aluminium total dissous qui est corrélé inversement au pH. De même, le carbone organique total est fortement corrélé de façon positive avec les mesures d'acidité. Le pH, quant à lui, semble être corrélé, de façon inverse, avec le carbone organique total et l'acidité mais moins fortement qu'avec l'aluminium total dissous.

Figure 2 - Projection des vecteurs physico-chimiques et des étangs dans l'espace réduit des 2 premières composantes principales.

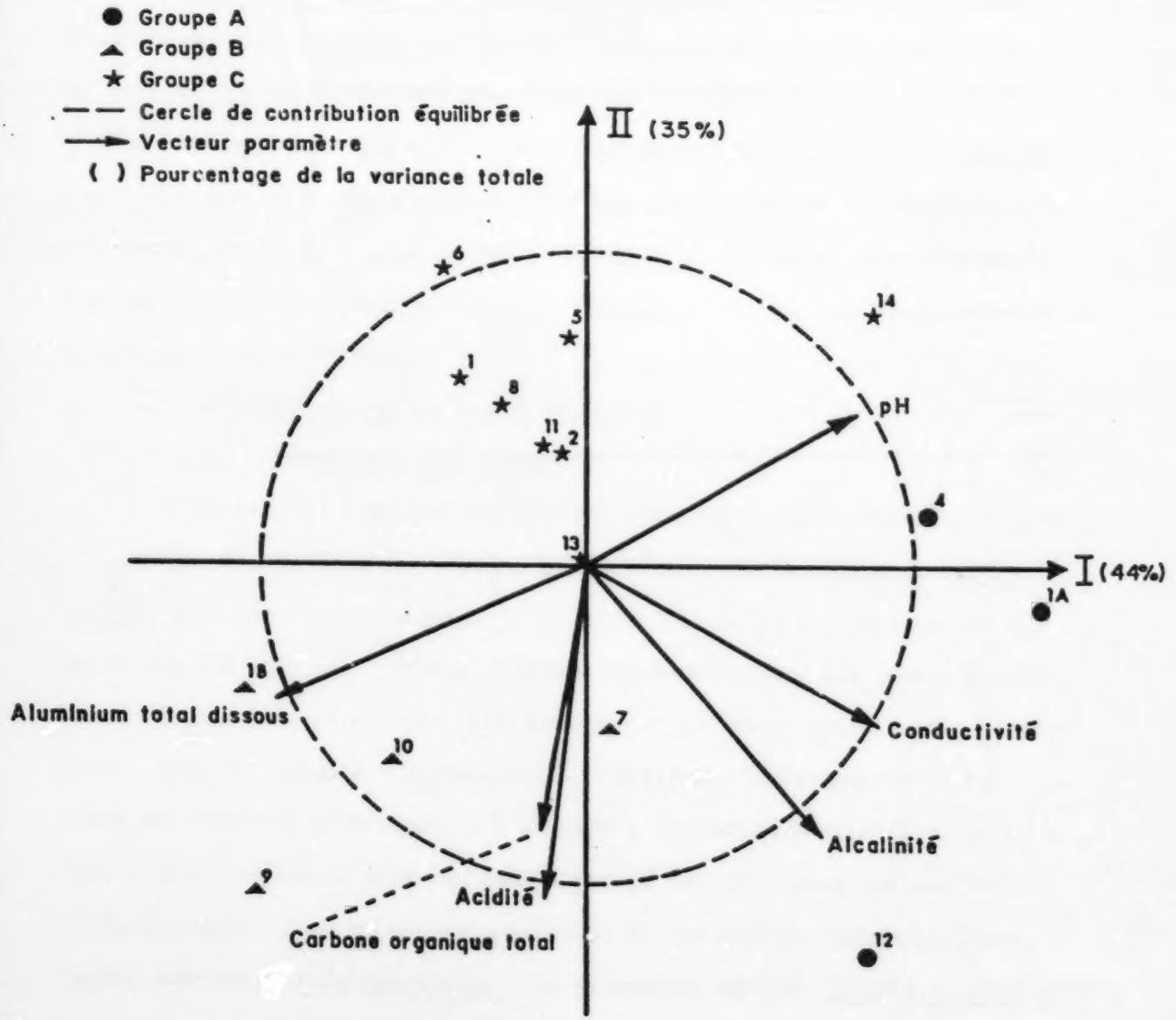


Tableau 6 - Corrélations entre les descripteurs et les deux premiers axes principaux

	I (44%)	II (35%)
pH	0.776	0.434
Conductivité	0.827	-0.409
Alcalinité	0.701	-0.690
Acidité	-0.125	-0.845
AlTD	-0.911	-0.345
COT	-0.133	-0.667

A partir de la méthode de groupement, on trouve 3 groupes d'étangs bien définis (figure 2). Le groupe A (représenté par les étangs 1A, 4 et 12) regroupe les étangs ayant les plus forts contenus en ions majeurs. De plus, à pH relativement élevé (6.0), ils n'ont que de très faibles concentrations d'aluminium total dissous. A l'opposé, les étangs du groupe B (les étangs 1B, 7, 9 et 10) se distinguent par leur faible conductivité et leur concentration élevée d'aluminium total dissous (> 84 ppb) et de carbone organique total. Ce sont aussi des étangs à pH faible, variant de pH 3.4 à 5.5. Finalement, le groupe C (les étangs 1, 2, 5, 6, 8, 11, 13 et 14) se caractérise par des étangs à pH intermédiaire (4.8 à 6.6) et des faibles concentrations de carbone organique total.

4.2 - Activité biologique aux étangs

4.21 - Abondance des espèces

Le tableau 7 montre les densités des pontes des différentes espèces à chacun des étangs étudiés. Notons que les données d'abondance pour Hyla crucifer sont semi-quantitatives. D'après le tableau 7, on constate que la grenouille des bois est l'espèce la mieux représentée dans les étangs étudiés, étant présente dans 11 étangs. Les densités de pontes de cette espèce varient entre 0 masse/m^2 jusqu'à 2.36 masses/m^2. Cependant, 14 étangs sur 15 ont montré des densités inférieures à 1 masse/m^2. La rainette crucifère, quant à elle, a été observée ou entendue dans 8 étangs avec des cotes variant de peu à très abondant. Pour ce qui est des trois autres espèces dénombrées, soit le crapaud américain (Bufo americanus), la salamandre maculée (Ambystoma maculatum) et la salamandre de Jefferson (Ambystoma jeffersonianium), leur présence était plutôt marginale, soit dans 2, 3 et 1 étang(s) respectivement.

Tableau 7 - Densité des masses d'oeufs (masse/m^2) des différentes espèces récensées dans les 15 étangs.

Etangs	Rana sylvatica	Bufo americanus	Ambystona maculatum	Ambystona jeffersonianium	Hyla crucifer[1]
1A	-	-	-	-	C
1B	0.171	-	0.011	-	B
1	0.629	-	-	-	C
2	2.36	-	-	-	C
4	0.86	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-
6	0.707	-	0.002	-	A
7	0.176	-	-	-	A
8	-	-	-	-	-
9	0.03	-	-	-	-
10	0.044	0.004	-	-	-
11	0.144	0.002	0.008	0.156	C
12	-	-	-	-	-
13	0.171	-	-	-	-
14	0.489	-	-	-	C

[1]: A = très abondant; B = abondant; C = peu abondant.

Les coefficients de corrélation non-paramétriques (tableau 8), quant à eux, indiquent certaines tendances. La densité des pontes de la grenouille des bois montre les plus fortes corrélations négatives et significatives avec les paramètres acidité et carbone organique total, avec des valeurs respectives de -0.4771 et de -0.5556.

Les résultats de l'analyse discriminante (tableau 9) sur les groupes d'étangs basés sur le paramètre densité des pontes, montrent que le paramètre carbone organique total est le seul qui différencie de façon significative les deux groupes.

4.22 - Succès de reproduction

Le succès de reproduction est caractérisé dans ce cas-ci par les descripteurs moisissures et durée de la période embryonnaire. Le pourcentage de moisissures des masses d'oeufs est, par ailleurs, significativement corrélé de façon négative avec le pH (tau = -0.4192) (tableau 8).

Aucun descripteur n'est corrélé de façon significative avec la durée de la période embryonnaire. Les corrélations les plus élevées avec ce paramètre sont en ordre décroissant: le pourcentage de couverture de végétation émergente, le pH, le carbone organique total ainsi que l'acidité avec des valeurs respectives de 0.4491, -0.3464, 0.2646 et 0.2646.

Le tableau 9 expose les résultats des 2 analyses discriminantes effectuées sur les groupes basés sur les paramètres reliés au succès de reproduction. Le pH différencie de façon significative les 2 groupes avec plus ou moins 15% de moisissures. Aucun paramètre, par contre, ne s'est révélé discriminant en ce qui a trait aux groupes formés à partir de la durée de la période embryonnaire.

Tableau 8 - Coefficients de corrélations de rang de Kendall entre trois descripteurs biologiques de Rana sylvatica et 8 descripteurs physiques et chimiques

	Densité	Moisissures	Période embryonnaire
pH	.1296	-.4192*	-.3464
Conductivité	-.0374	-.2500	-.1134
Alcalinité	-.4037	-.2455	.0378
Acidité	-.4771*	.0189	.2646
Al total dissous	-.1348	.2354	.0770
Carbone organique total	-.5556*	.3492	.2646
Végétation émergente	-.3736	.1000	.4491
Végétation submergée	.2789	-.1284	.0436

(* $p < 0.05$)

Tableau 9 - Paramètres physico-chimiques qui discriminent les étangs, regroupés à partir des paramètres biologiques (Rana sylvatica).

	Densité	Groupement à partir de Moisissures	Durée embryonnaire
Points de coupure des groupes	0.35 masse/m^2	15%	14 jours
Groupe 1	1A, 1B, 5,7,8, 9,10,11,12,13	1,2,4,13,14	1,2,7,14
Groupe 2	1,2,6,14,4	1B,6,7,9,10,11	4,6,9,11
Paramètre discriminant	COT[1]	pH	-
% de variance	100	100	-
% de reclassification	81.8	86.7	-

[1] COT: carbone organique total

Les résultats de l'analyse en composantes principales effectuées sur les paramètres biologiques et physico-chimiques à la fois, résument très bien les relations entre les paramètres mesurés (figure 3). Ainsi, la corrélation inverse entre le pH et la moisissure et entre la densité d'une part, et le carbone organique total et l'acidité d'autre part, est clairement identifiable.

4.23 - Evolution des populations de têtards

Les figures 4 à 11 nous montrent l'évolution de l'apparition des différents stades de développement larvaire chez la grenouille des bois. Dans un cas, l'étang 11 (figure 10), la distribution des stades pour le crapaud américain a été suivi, aucun têtard de la grenouille des bois n'ayant été échantillonné dans cet étang. Les étangs 1, 2, 4 et 7 (figures 5, 6, 7 et 9) sont les seuls où l'évolution de la population de têtards de la grenouille des bois s'est déroulée de façon normale jusqu'à la métamorphose. Dans les étangs 1B et 14 (figures 4 et 11), il y a eu perte totale des populations de têtards due à l'assèchement des étangs. Dans l'étang 13, il y a eu assèchement, avant même l'éclosion des oeufs, donc perte totale des oeufs. Des têtards ont été relevés pour les semaines du 06-06, 14-06 et 21-06 dans l'étang 6 après quoi aucun autre têtard ne fut relevé. Malgré la présence de pontes pour les étangs 9 et 10, aucun têtard de la grenouille des bois n'a été échantillonné dans ces étangs. Dans ces ceux étangs, les densités de pontes étaient les plus faibles. De plus, l'éclosion n'a jamais été observée pour les masses d'oeufs présentes puisque nous avons perdu leur trace avant la fin de la période embryonnaire. La disparition de ces pontes peut être due à la prédation ou tout simplement au fait qu'elles se soient détachées de leur support et qu'elles aient tombé au fond de l'étang. L'eau étant très brune dans ces deux sites, il nous était impossible de voir quoi que ce soit dans le fond.

Figure 3 - Projection des vecteurs biologiques et physico-chimiques dans un même espace réduit des 2 premières composantes principales.

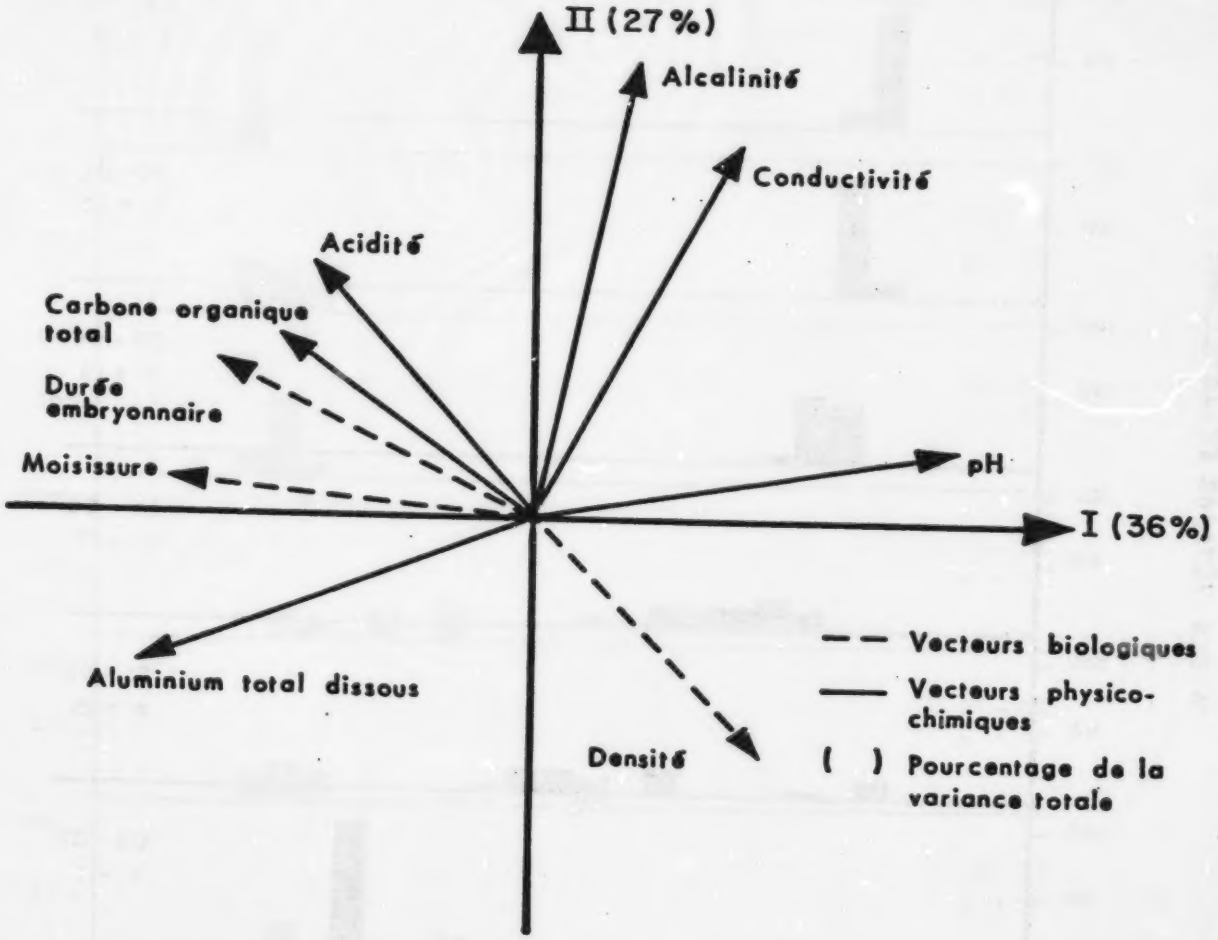


Figure 4 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 1B.

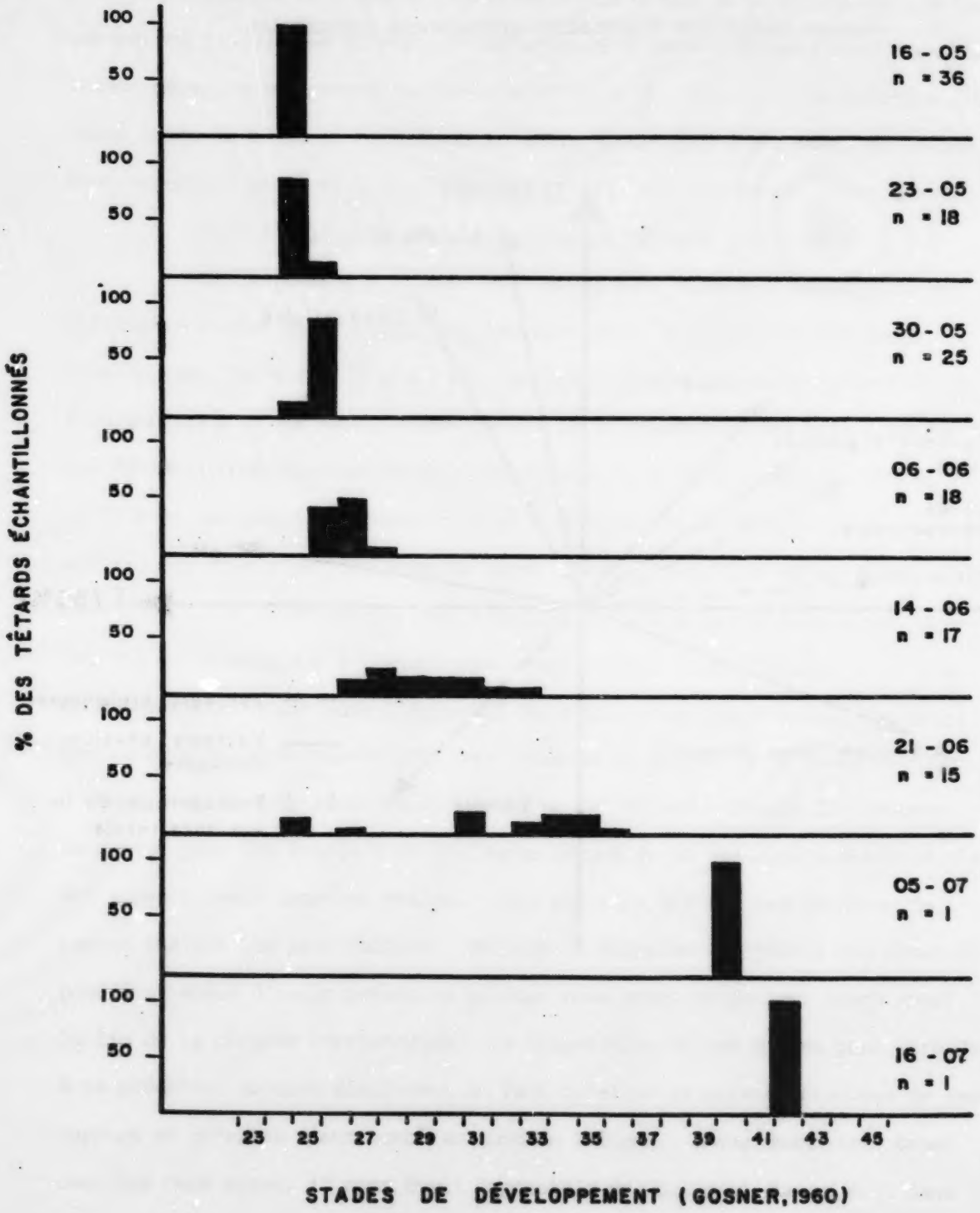


Figure 5 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 1

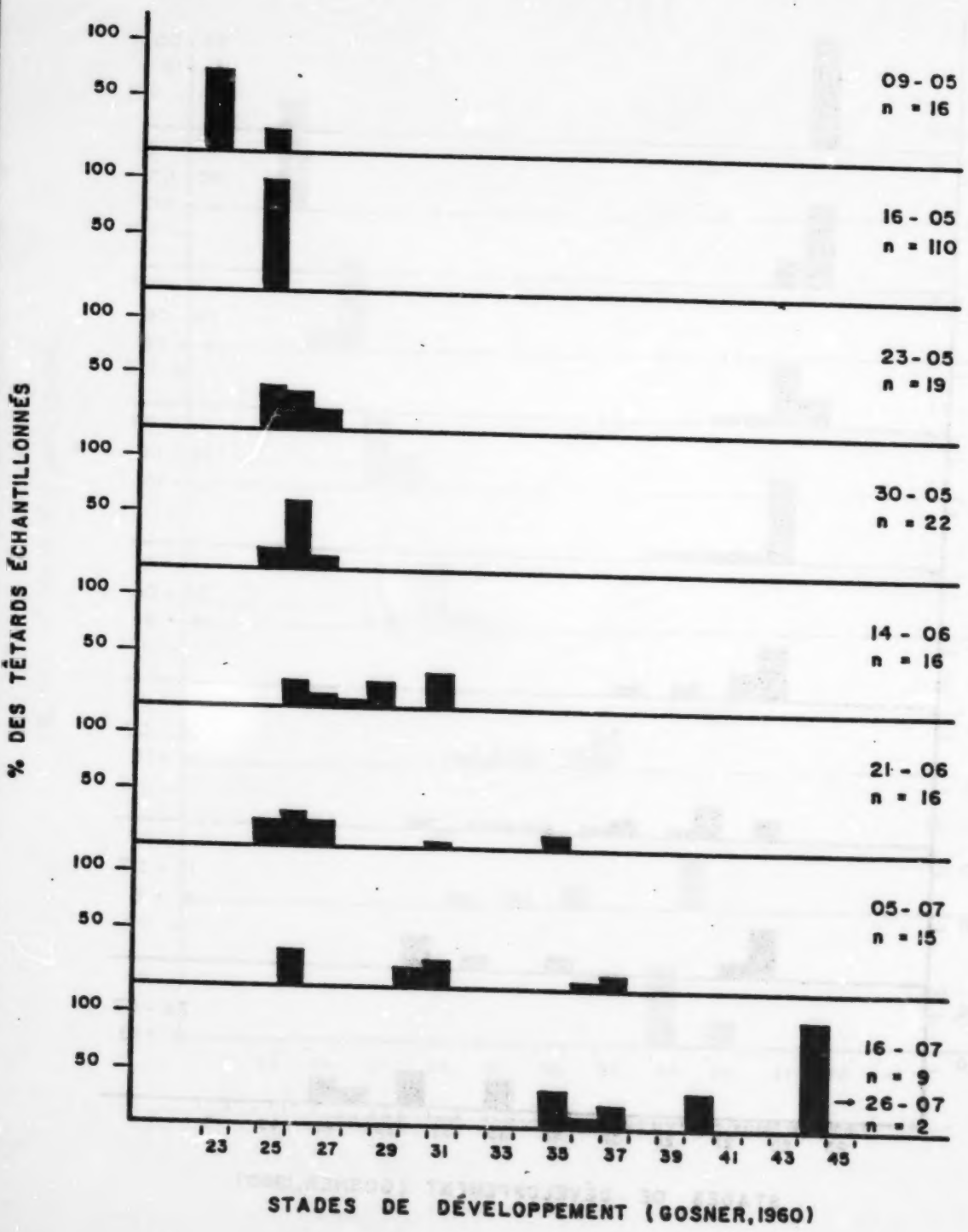


Figure 6 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 2.

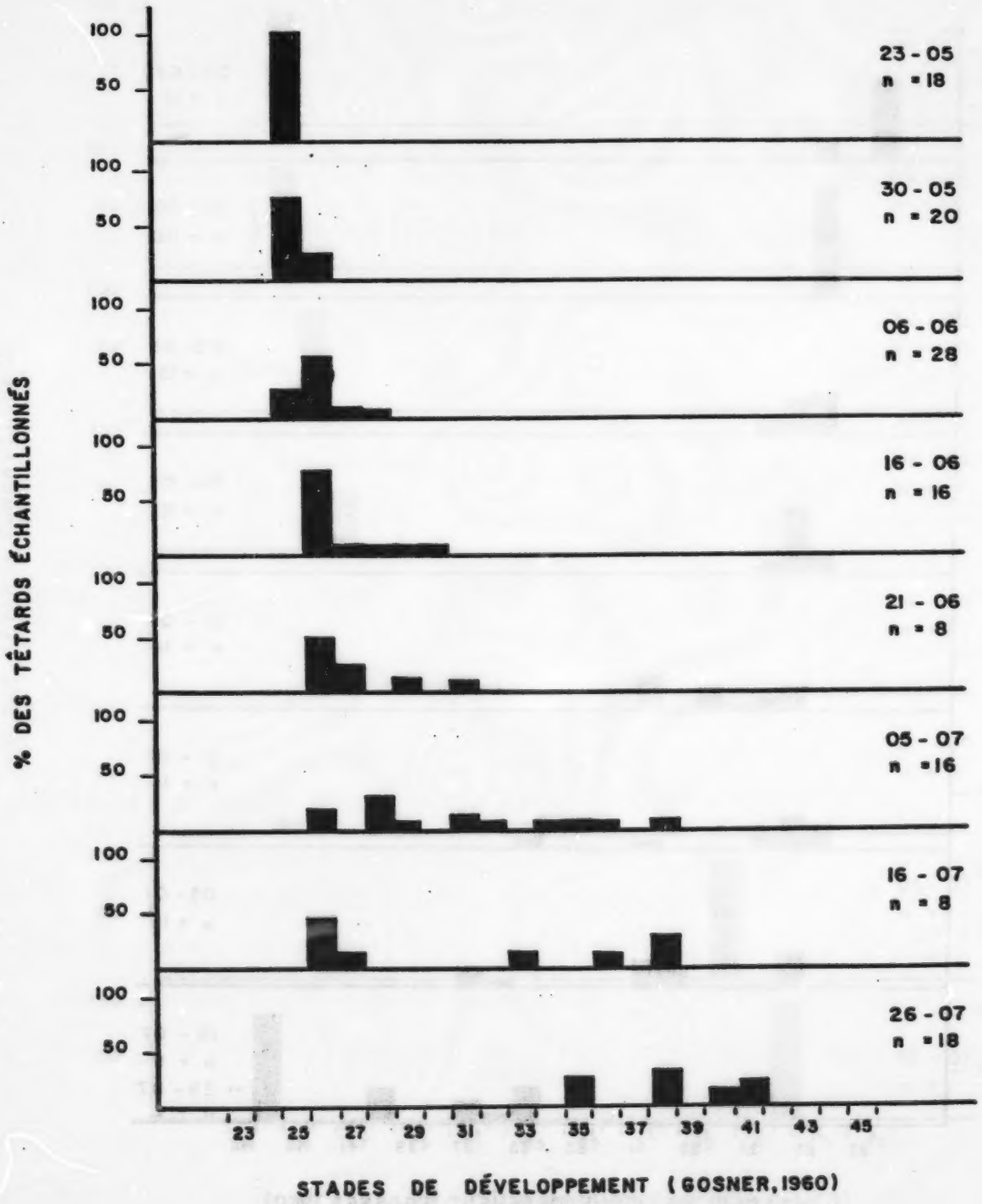


Figure 7 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 4

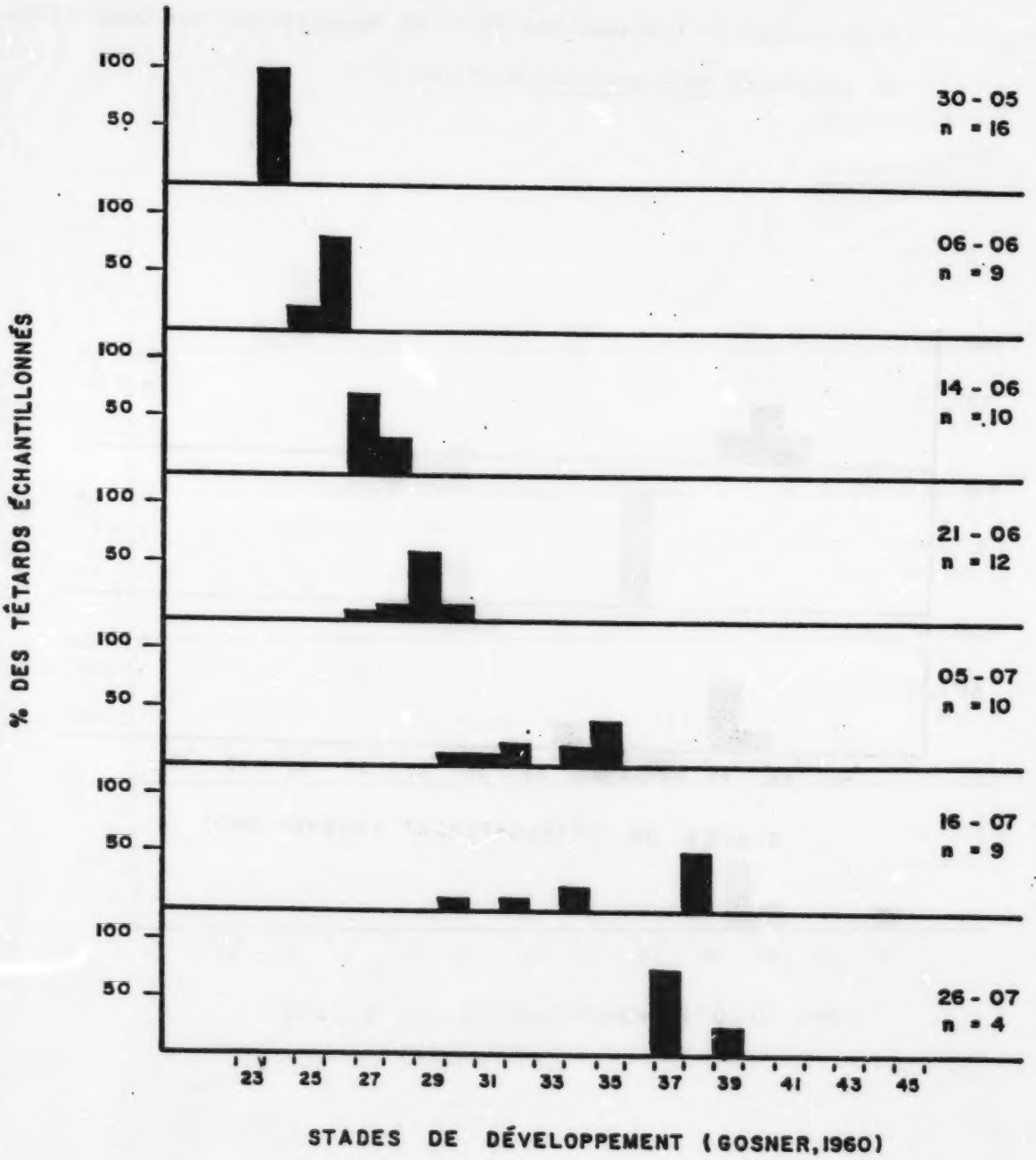


Figure 8 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 6

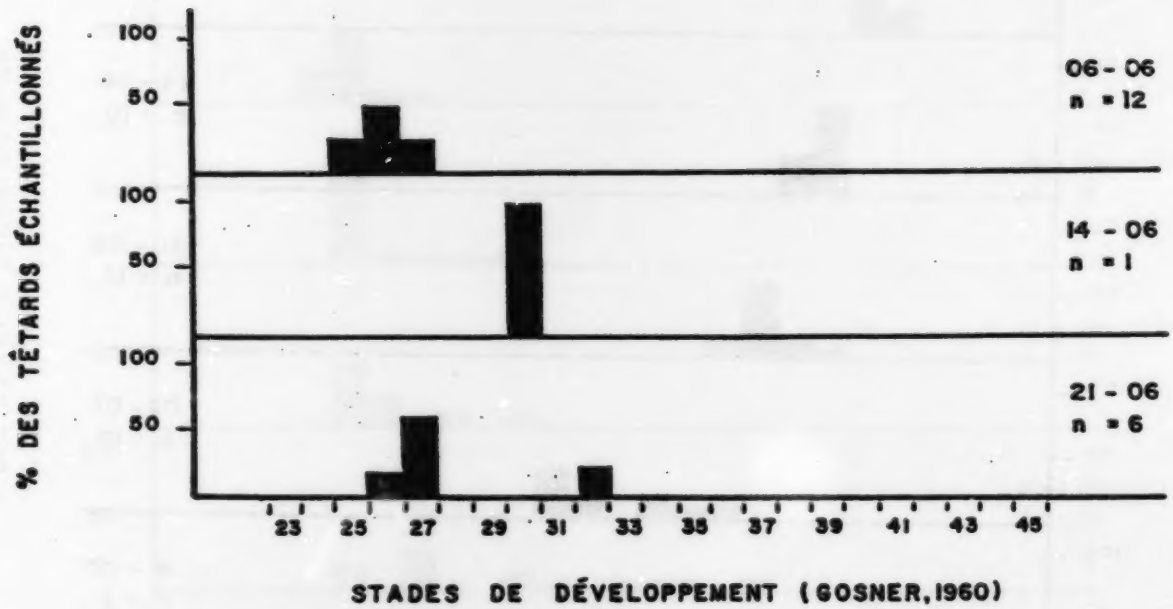


Figure 9 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 7

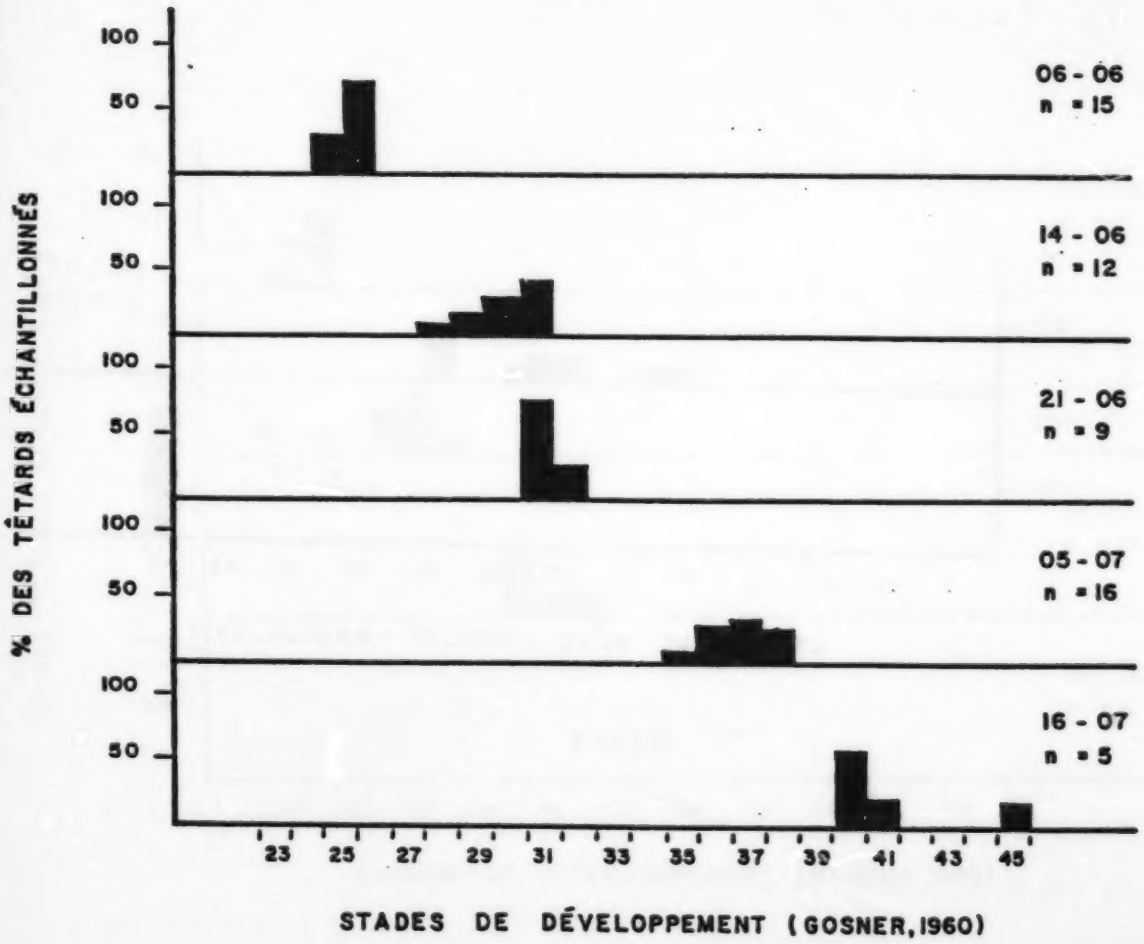


Figure 10 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Bufo americanus à l'étang 11

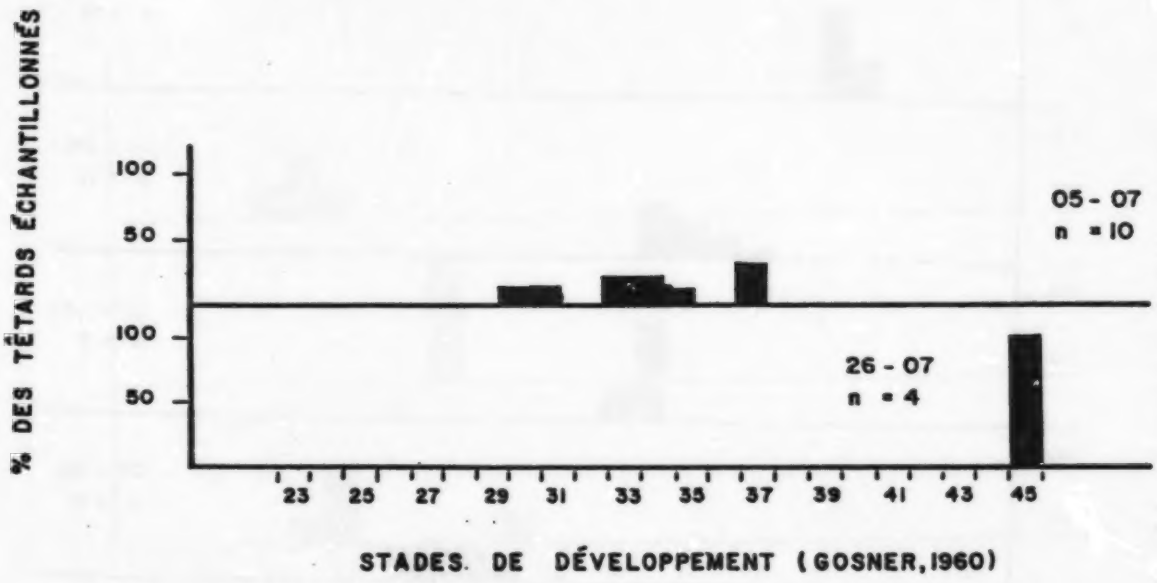
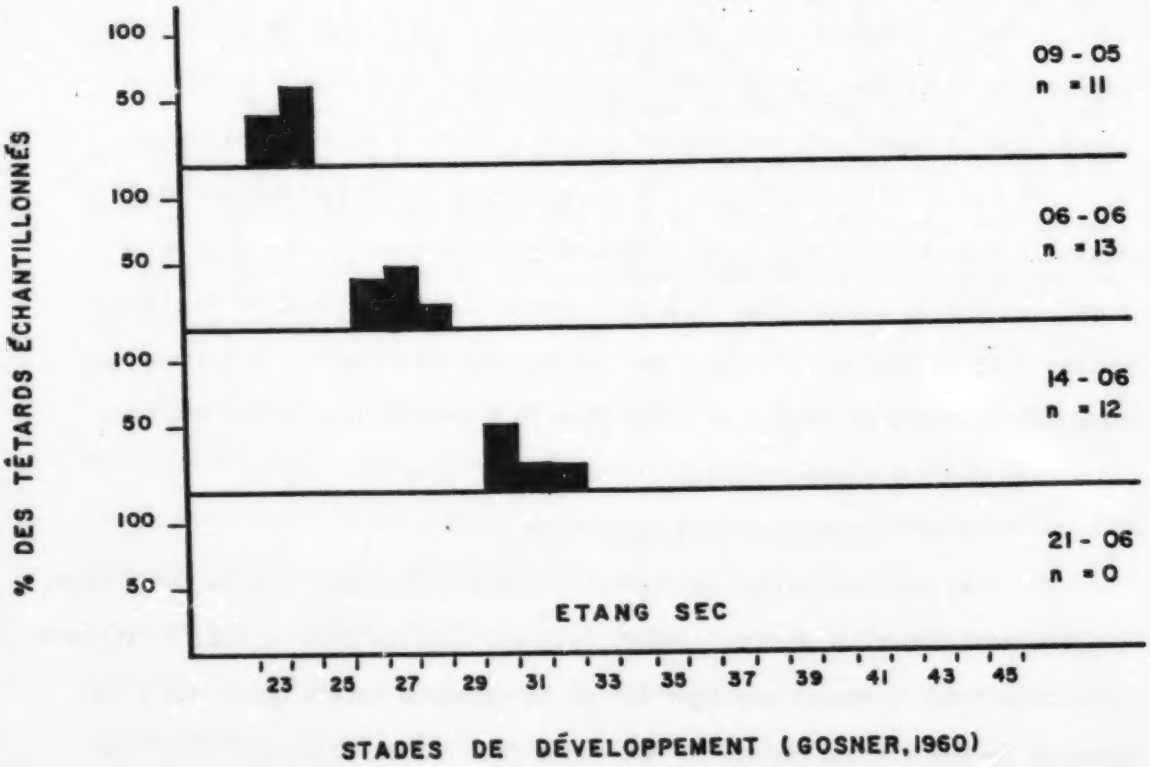


Figure 11 - Distribution de fréquence des stades de développement des populations de têtards de Rana sylvatica à l'étang 14



5 - DISCUSSION

5.1 - Caractérisation des étangs

5.11 - Morphométrie et couverture végétale

La description générale des étangs étudiés correspond à celle d'étangs utilisés par la grenouille des bois pour la reproduction (Howard, 1983). Ce type d'étang devrait, de plus, correspondre à un habitat propice pour quelques autres espèces d'Amphibiens du Québec: rainette crucifère, crapaud américain, salamandre maculée, grenouille du nord (Leclair et Baribeau, 1982). Cependant, ceci n'est pas le cas. Les causes de cette faible représentativité des espèces nous sont inconnues. Notre seule hypothèse repose sur la superficie des étangs. Ainsi, les deux plus grands étangs, soit les étangs 11 et 6 (520 et 475 m^2) sont ceux où la représentativité était la plus élevée, soit 5 et 3 espèces respectivement. Ces deux étangs appartiennent au groupe C des étangs intermédiaires au niveau de la physico-chimie. Il se pourrait donc que les autres espèces ne soient présentes que dans les plus grands étangs et qu'en plus la tolérance des autres espèces, au niveau de la physico-chimie des étangs, soit plus restreinte.

5.12 - Physico-chimie des étangs

Il est facilement compréhensible que le contenu ionique des étangs, représenté ici par le vecteur conductivité et, dans le sens opposé, le vecteur aluminium total dissous, explique 44% de la variance totale quant aux groupements de nos étangs, puisqu'il est connu (Bisogni et Driscoll, 1979) que la réserve en cations majeurs d'une eau, et en particulier le calcium, détermine le pouvoir tampon de ceux-ci, et que nos étangs ont été choisis en fonction du pH. D'autre part, on sait que la solubilité de l'aluminium dans l'eau augmente à mesure que le pH diminue (Dickson, 1979; Nilssen, 1982).

Le pH est un autre descripteur fortement corrélé (0.776) avec l'axe I. Cet axe représente donc le degré de pouvoir tampon de nos étangs. L'axe II peut être interprété comme étant l'axe de l'acidité et de l'état dystrophique des étangs. Ce type d'eau, qui se trouve sur des roches peu minéralisées, comme c'est le cas des écosystèmes aquatiques du Bouclier Canadien, se caractérise par un faible pH et un degré d'acidité élevé, acidité due aux acides organiques (acides humiques) dissous dans l'eau. En conséquence, les descripteurs pH et acidité ne peuvent, à eux seuls, expliquer le degré d'acidification d'un étang dû aux apports des polluants atmosphériques. C'est la concentration en carbone organique total ou l'analyse des acides forts (H_2SO_4, HNO_3) qui peut déterminer si un étang est dystrophe ou simplement acide. Dans notre étude, où malheureusement on n'a pas analysé les acides forts, les étangs les plus acides sont ceux qui présentent les plus fortes concentrations de carbone organique total.

Les différences observées au niveau des 3 groupes d'étangs peuvent aussi se rattacher à d'autres éléments du milieu. Ainsi, les étangs du groupe A (forte conductivité) et l'étang 7 sont situés sur le bord des routes et sont donc très susceptibles de recevoir les eaux chargées de sels. Des informations prises à l'Hôtel de Ville de la municipalité du Lac Supérieur nous ont confirmé l'existence d'un épandage de chlorure de calcium ou de sodium sur les routes durant l'hiver. Ce facteur pourrait, selon nous, contribuer de façon importante aux fortes concentrations ioniques de ces étangs. Par ailleurs, les étangs du groupe B possèdent des caractéristiques de petites tourbières: présence abondante de sphaignes, Ericacées et quelques épinettes; couleur foncée de l'eau. Finalement, le groupe C se caractérise par ses substrats de graminées et l'eau claire.

Ici, encore, les caractéristiques physico-chimiques des étangs étudiés sont semblables à celles d'étangs utilisés par la grenouille des bois, tel que mentionné par Herreid et Kinney (1967).

5.2 - Activité biologique aux étangs

5.21 - Abondance des espèces

La moyenne de densités de pontes de la grenouille des bois (0.334 masse/m^2), calculée dans les 15 étangs, est en accord avec les valeurs obtenues par Howard (1983) (0.24 masse/m^2) et par Waldman (1982) (0.46 masse/m^2), pour la même espèce. Dans nos étangs, l'écart des valeurs des densités de pontes (0.0 à 2.36 masses/m^2) semble indiquer qu'il existe un autre facteur, qui n'est pas relié à la superficie de l'étang qui détermine la densité des pontes. Les groupes d'étangs, basés sur la physico-chimie (figure 2), ne semblent pas expliquer les densités variables de pontes, car des pontes étaient présentes dans au moins 1 étang de chacun des 3 groupes. Les résultats de l'analyse discriminante (tableau 9) et les coefficients de corrélation non-paramétriques (tableau 8) indiquent, par contre, le carbone organique total comme étant le paramètre qui influence le plus la densité de pontes. Ceci veut dire que la densité de pontes de la grenouille des bois serait plus faible lorsque l'eau d'un étang aurait une forte concentration de carbone organique total. Il a été mentionné que cette espèce se reproduisait dans des étangs naturellement acides et dystrophes (Tome et Pough, 1982) et comme on l'a dit auparavant, le carbone organique total représente un indice de l'état dystrophique d'un étang. Il est intéressant de noter aussi que le paramètre acidité, qui ne discrimine pas nos deux groupes d'étangs basés sur la densité, se révèle quand même corrélé de façon significative à la densité de pontes. Gosner et Black (1957) et Stribosch (1979), dans des études du même genre, identifient le pH

comme facteur déterminant l'abondance et la diversité des espèces de grenouilles dénombrées dans des tourbières. Ces auteurs n'ont cependant pas mesuré l'acidité et la concentration en carbone organique total de l'eau des tourbières.

5.22 - Succès de reproduction

Les résultats indiquent clairement que le pH est le facteur déterminant en ce qui a trait au pourcentage de moisissures. Il est le seul paramètre discriminant entre nos 2 groupes formés. Comme mentionné précédemment, le groupe 2 (qui possédait plus de 15% de moisissures) se distingue du groupe 1 par le facteur pH. Ceci veut dire que les pourcentages de moisissures (> 15%, donc plus élevé qu'en condition naturelle) (Herreid et Kinney, 1967) seraient dûs aux bas pH. Ces informations sont en accord avec les résultats de Strijbosch (1979) qui, lui aussi, reliait le degré de moisissures des oeufs de 3 espèces de grenouilles aux pH acides. Les mécanismes d'action ne sont pas identifiés, mais il nous est possible ici d'émettre une hypothèse basée sur les observations faites sur les pontes moisies. Il semblerait que des pH acides (fortes concentrations d'ions H^+) réduiraient l'étanchéité des membranes des oeufs, les rendant plus susceptibles à l'infestation de moisissures. Ceci voudrait dire que les oeufs ne mourraient pas d'une intoxication au pH mais bien d'une infestation de moisissures suite à une sensibilité accrue des membranes des oeufs, due à des pH acides. Ce scénario semble plus plausible qu'une mortalité des oeufs due au pH, suivie d'une infestation de moisissures sur les oeufs morts, puisque des observations faites à la loupe binoculaire sur des pontes, montraient des oeufs à différents stades de développement

encore viables mais infestés à divers degrés par des moisissures. Dans cette optique, les faibles pertes d'oeufs dues à une infestation normale de moisissures (0-15%) pourraient rapidement s'élever à plus de 50% dans des conditions de pH acides.

Le fait que la température moyenne ne soit pas corrélée avec la durée de la période embryonnaire, peut paraître surprenant. Gosner (1960) montre clairement une relation directe entre ces 2 paramètres. Dans ce travail, toutefois, les embryons étaient maintenus à des températures constantes tout au long du développement embryonnaire. Dans notre cas, il se peut que les faibles différences (1-4^{o}C) entre les étangs et aussi les fluctuations diurnes de la température dans un étang, rendent cette relation difficile à percevoir.

Les paramètres aluminium total dissous et Al^{+3} dissous ne se sont révélés déterminants pour aucun des paramètres biologiques. Ceci provient du fait que les concentrations maximales observées (295 ppb pour Al total dissous et 51 ppb pour Al^{+3} dissous) sont en-deça des seuils normalement toxiques pour plusieurs espèces de poissons (Muniz et al., 1984) et pour les têtards de la grenouille des bois (Gascon, données non publiées). Ces faibles concentrations sont explicables par le fait que l'eau des étangs est en grande partie de l'eau de la fonte des neiges qui s'écoule en surface et ne pénètre pas à travers le sol. Cette eau, si acide soit-elle, n'a pas la possibilité de lessiver les ions Al^{+3} contenus dans le sol (Norton, 1982).

5.23 - Evolution des populations de têtards

A part la forte diminution dans le nombre total de têtards récoltés entre le 16-05 et le 23-05 pour l'étang 1 (figure 5), aucune autre chute drastique n'a été observée. Il y a toutefois des pertes totales pour les étangs

1B, 11, 13 et 14, mais celles-ci sont dues, dans tous les cas sauf pour l'étang 11, à l'assèchement des étangs. Malgré ce fait, des étangs où des oeufs avaient été recensés et qui n'ont pas subi d'assèchement important, seuls les étangs 1, 2, 4 et 7, soit 4 étangs sur 6, se sont comportés de façon normale, ayant une proportion notable des têtards qui se sont métamorphosés. Dans l'étang 2, on a recensé la plus forte densité de pontes (2.36 masses/m^2) suivi de l'étang 4 (0.86 masse/m^2); l'étang 7, par contre, avait une densité de pontes inférieure à l'étang 6 où le développement n'a pas été complété. Si la densité de pontes influence la présence de têtards, on aurait dû trouver des juvéniles dans l'étang 6, étendue d'eau qui n'a pratiquement pas subi d'assèchement.

Des étangs où il y a eu métamorphose complète des têtards, deux (1 et 2) font partie du groupe d'étang intermédiaire au niveau chimique. Un troisième (étang 4) se situe à l'extrême gauche du groupe des étangs les plus salins avec une conductivité relativement plus faible et un plan d'eau de superficie entre 2 et 3 fois supérieure à celle des autres étangs de ce groupe. L'étang 7, qui fait partie du groupe d'étangs les plus acides, a cependant le pH le plus élevé de ce groupe: entre 5.5 et 6.0, valeurs de pH qui sont supérieures à celles mesurées à l'étang 6 (pH: 4.8 - 5.4) qui fait partie du groupe C. D'après ces résultats, la métamorphose complète des têtards ne semble avoir eu lieu que dans des étangs à pH relativement élevé (> 5.5). Le pH peut aussi expliquer l'absence de têtards dans les étangs 9 et 10.

Il nous est impossible de calculer des pourcentages de survie des oeufs jusqu'au stade juvénile (aucun dénombrement des juvéniles n'ayant été fait), mais de toute évidence, ils semblent être très faibles. D'autres chercheurs ont calculé des taux de survie pour certaines espèces: 1-18% pour Rana catesbeiana (Cecil et Just, 1979); 0 à 40% pour Ambystoma maculatum et de 0 à 50% pour Ambystoma jeffersonianium (Cook, 1978). Il n'est pas improbable que la grenouille des bois démontre un taux de survie semblable à ceux-ci. Le fait qu'au total, seulement 4 étangs sur 15 aient produit des juvéniles, quand il y avait des pontes dans 11 étangs, nous porte à réfléchir. Ainsi, il semblerait que les populations d'Amphibiens qui se reproduisent dans des étangs temporaires sont sujets, avant qu'ils ne complètent leur métamorphose, à l'assèchement des plans d'eau, imprévisible d'une année à l'autre. Ce facteur aléatoire est important pour le succès de reproduction de la grenouille des bois. Le pH semblerait aussi intervenir. Le contenu ionique des étangs, qui peut subir un apport important dû à la fonte des neiges, peut constituer un autre danger. Ainsi, Gosner et Black (1957) relient des anomalies de développement à la concentration de Cl^- dans des étangs. Dans notre étude, aucune ponte n'a été recensée dans l'étang ayant la plus forte concentration de chlore (1A).

6 - CONCLUSION

Cette étude démontre que les paramètre pH, carbone organique total et acidité déterminent la densité de pontes de la grenouille des bois et le pourcentage de moisissures de ces mêmes pontes dans les étangs étudiés. Ces 3 paramètres caractérisent en même temps les écosystèmes acides et dystrophes et, sous l'effet des précipitations acides, ces paramètres pourraient être affectés dans d'autres étangs. Comme la plupart des espèces d'Amphibiens du Québec retournent aux mêmes étangs, desquels ils sont issus, pour pondre à leur tour (Cook, 1978) et que, comme le démontrent les travaux de Gunn et Keller (1984) où la qualité de l'eau est très importante pour la reproduction des espèces printannières, telle la grenouille des bois, nous pouvons affirmer qu'une acidification progressive des sites de reproduction résulterait en une diminution significative des populations de la grenouille des bois au Québec. De plus, la grenouille des bois étant l'espèce la plus résistante, en terme de pH, nous pouvons envisager un avenir encore plus sombre pour les autres espèces d'Amphibiens plus sensibles.

LISTE DE REFERENCES

Bisogni, J.J., C.T. Driscoll, 1979. Characterization of the pH buffering systems in dilute Adirondack surface waters. Office of Water Res. and Tech. Project A-073-NY. NTIS PB 80-113426, 134 pp.

Cecil, S.G., J.J. Just, 1979. Survival rate, population density and development of a naturally occuring Anuran larvae (Rana catesbeiana) Copeia 1979: 447-453.

Cogbill, C.V., 1976. History and character of acid precipitation in Eastern North America. Water, Air and Soil Pollution 6: 407-413.

Cook, R.P., 1978. Effects of acid precipitation on embryonic mortality of Spotted Salamanders (Ambystoma maculatum) and Jefferson salamanders (A. jeffersonianium) in the Connecticut Valley of Massachussets. M.Sc. thesis. Univ. of Mass., May 1978.

Dickson, N., 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. Verh. Int. Verrein. Limnol. 20: 851-856.

Dunson, W.A., J. Connell, 1982. Specific inhibition of hatching in Amphibian embryos by low pH. J. Herpetology 16(3): 314-316.

Gascon, C., R.J. Bider, 1985. The effect of pH on bull frog, Rana catesbeiana, and Green frog, Rana clamitans melanota, tadpoles. Can. Field Nat. 99: sous presse.

Golterman, H.L., R.S. Clymo, 1971. Methods for chemical analysis of Freshwaters. IBP Handbook 8, 188 pp.

Gosner, K.L., I.H. Black, 1957. The effect of acidity on the development and hatching of New-Jersey forgs. Ecology 38: 256-262.

Gosner, K.L., 1960. A simplified table for staging Anuran embryos and larvae with notes on identification. Herpetologica 16: 183-190.

Gunn, J.M., W. Keller, 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (Salvelinus namaycush) sac fry survival during spring snowmelt. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 319-329.

Hagen, A., A. Langeland, 1973. Polluted snow is Southern Norway and the effect of meltwater on fresh water and aquatic organisms. Env. Poll. 5: 45-57.

Haapala, H., A. Sepponen, E. Meskus, 1975. Effect of spring floods on water quality in the Kiminkijoki area, Finland. Oikos 26: 26-31.

Herreid, C.F., S. Kinney, 1967. Temperature and development of the wood frog, Rana sylvatica, in Alaska. Ecology 48: 579-590.

Howard, R.D., 1983. Sexual selection and variation in reproductive success in a long-lived organism. Amer. Nat. 122(3): 301-325.

Hultberg, H., 1977. Thermally stratified acid water in late winter - a key factor inducing self-accelerating processes which increase acidification. Water, Air and Soil Pullution 7: 279-294.

Jacques, D., C. Hamel, 1982. Système de classification des terres humides du Québec. Rapport préparé pour le MLCP. Direction générale de la faune, 1982. 102 pp., annexes.

Jeffries, D.S., C.M. Cox, P.V. Dillon, 1979. Depression of pH in lakes and streams in Central Ontario during snowmelt. J. Fish. Res. Bd. Can. 36: 640-646.

Lazerte, B.D., 1983. Forms of aqueous aluminum in acidified catchments in Southern Ontario: A methodological analysis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41(5): 766-776.

Leclair, R. Jr., L. Baribeau, 1982. Problématique des Anoures au Québec. Rapport du MLCP, 1982, 68 pp.

Legendre, L., P. Legendre, 1984. Ecologie numérique. Tomes 1 et 2. Masson ed., Paris, 595 pp.

Likens, G.E., F.H. Bormann, 1974. Acid rain: a serious regional problem. Science 184: 1176-1179.

Muniz, I.P., H.M. Seip, I.H. Sevaldrud, 1984. Relationship between fish population and pH for lakes in Southernmost Norway, Air and Soil Pollut. 23: 97-113.

Nilssen, J.P. 1982. Acidification in Southern Norway: seasonal variation of Aluminum in Lake waters. Hydrobiol. 94(3): 212-222.

Norton, S.A., 1982. The effects of acidification on the chemistry of ground and surface waters in Acid Rain/Fisheries, Ed. R.E. Johnson. American Fisheries Society. 357 pp.

Pough, F.H., 1976. Acid precipitation and embryonic development of Spotted salamanders (Ambystoma maculatum). Science 192: 68-70.

Pough, F.H., R.E. Wilson, 1977. Acid precipitation and reproductive success of Ambystoma salamanders. Water, Air and Soil Poll. 7: 307-316.

Saber, P.A., W.A. Dunson, 1978. Toxicity of bogwater to embryonic and larval Anuran Amphibians. J. Exp. Zool. 204: 33-42.

Schlicter, L.C., 1981. Low pH affects the fertilization and development of Rana pipiens eggs. Can. J. Zool. 59: 1693-1699.

Seale, D.B. 1982. Physical factors influencing oviposition by the wood frog, Rana sylvatica, in Pensylvania. Copeia 1982(3): 627-635.

Seip, H.M., A. Tollan, 1978. Acid precipitation and other possible sources for acidification of rivers and lakes. The Science of the Total Environment 10: 253-270.

Strijbosch, J., 1979. Habitat selection of amphibians during their aquatic phase. Oikos 33: 363-372.

Tome, M.A., F.H. Pough, 1982. Responses of Amphibians to acid precipitation. in Acid Rain/Fisheries. ed. R.E. Johnson. American Fisheries Society. 357 pp.

Waldman, B., 1982. Adaptive significance of communal oviposition in Wood frogs (Rana sylvatica). Behav. Ecol. Sociobiology 10: 169-174.

ANNEXE A - DETAIL DES ANALYSES STATISTIQUES

La description détaillée de toutes ces méthodes d'analyse de données est fournie par Legendre et Legendre (1984). Nous tenterons seulement ici, de les résumer brièvement et de justifier leur choix dans le cadre de notre travail.

Analyse en composantes principales:

L'analyse en composantes principales (ACP) cherche à identifier les phénomènes écologiques dominants (généralement 2 à 3) d'un ensemble de données. Elle résume en 2 ou 3 dimensions (appelés axes des composantes principales) les réseaux complexes d'intercorrélations existant entre les paramètres étudiés. Les résultats de l'ACP permettent de dégager plusieurs informations. Le pourcentage de variance associé à chaque axe permet de connaître l'importance relative de chaque phénomène qui est décrit.

La contribution de chaque paramètre d'origine sur chacun des axes principaux, peut aussi être évalué par sa projection sur chaque axe en question. En dernier lieu, la position des étangs sur chacun des nouveaux axes permet de décrire ces étangs en fonction des paramètres qui contribuent le plus fortement à ces axes.

L'analyse en composantes principales a été utilisée dans ce travail dans un but purement descriptif. Conjointement à cette analyse, les étangs ont fait l'objet d'un groupement à liens complets (à partir de la symétrique de Gower) ceci dans le but d'identifier des groupes d'étangs ayant une certaine affinité quant à leurs caractéristiques chimiques. Ces groupements, reportés sur le graphique de l'ACP, facilite encore plus la description des étangs.

Coefficients de corrélation de rang (tau de Kendall):

Par définition, la corrélation mesure le degré de liaison entre deux variables. Il existe une multitude de coefficients de corrélation à la disposition du biologiste, le choix d'un de ceux-ci se fait en fonction de la nature des variables à analyser. Dans notre cas, nous avons choisi les coefficients de corrélation non-paramétriques, soit les tau de Kendall, qui sont applicables pour des variables semi-quantitatives (échelle de variation ordinale) ou lorsque la distribution jointe de deux variables ne suit pas nécessairement la loi binormale. Nous avons jugé bon d'utiliser ce coefficient vu la nature du paramètre moisissure (pourcentage). Comme cette mesure est l'expression d'un ratio (nombre d'oeufs moisis/nombre total d'oeufs), il est peu recommandé d'en faire la normalisation. Enfin, il est possible d'appliquer des tests de signification sur ces coefficients de façon à déceler les corrélations qui sont significatives.

Analyse discriminante:

L'analyse discriminante recherche la variable ou la combinaison de variables qui montre les différences les plus marquées entre des groupes d'étangs possédant des caractéristiques communes. Le but de cette analyse est d'interpréter des groupes d'étangs, en mettant en évidence le ou les paramètres qui différencient, de façon significative, nos groupes. En fait, l'analyse discriminante est une généralisation du test de t sauf à plusieurs dimensions. Il est possible, à partir de la nouvelle fonction discriminante, de prédire l'appartenance, à un groupe, d'un nouvel élément.

Groupements à liens complets:

Le but du groupement est de trouver des discontinuités dans un ensemble quelconque de données. Dans notre cas, il s'agissait en fait de rechercher des groupes d'étangs dont la composition physico-chimique est similaire. Les programmes de groupement opèrent à partir d'une matrice de similarité entre objets (soit entre nos étangs). Cette matrice n'est rien de plus que les valeurs des coefficients de similarité calculés entre les étangs. Ces coefficients mesurent donc l'affinité qui existe entre les étangs. Plusieurs types de coefficients existent en fonction du type de variables utilisé pour décrire nos étangs. Dans notre cas, où les descripteurs ne sont pas dimensionnellement homogènes, la symétrique de Gower est tout à fait appropriée.

Nous avons utilisé ce traitement dans un but purement descriptif. En fait, les groupes d'étangs identifiés par cette méthode et reportés sur l'analyse en composantes principales, facilitent la description physico-chimique des étangs.

Annexe B - Tableau de données des 16 paramètres physico-chimiques

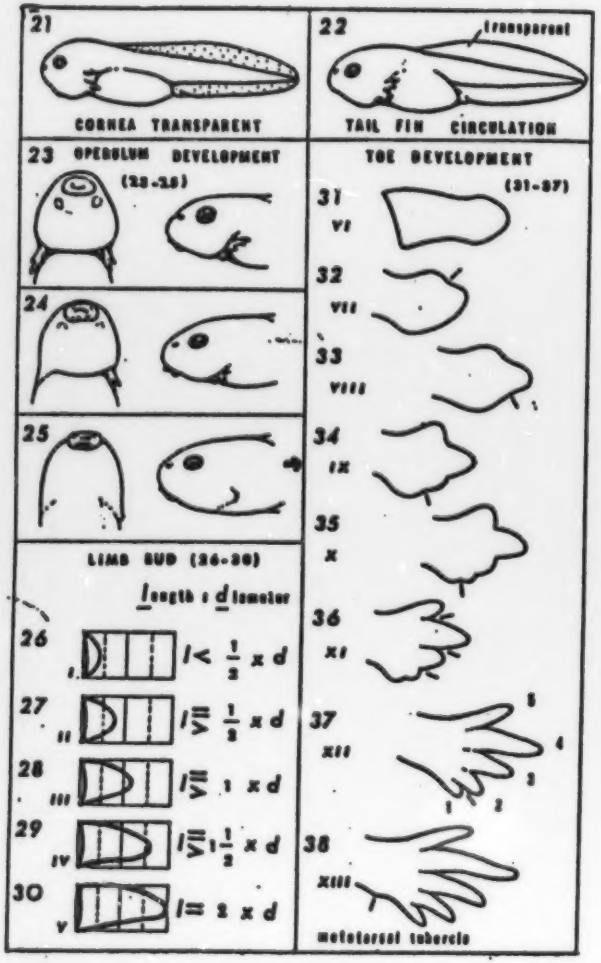
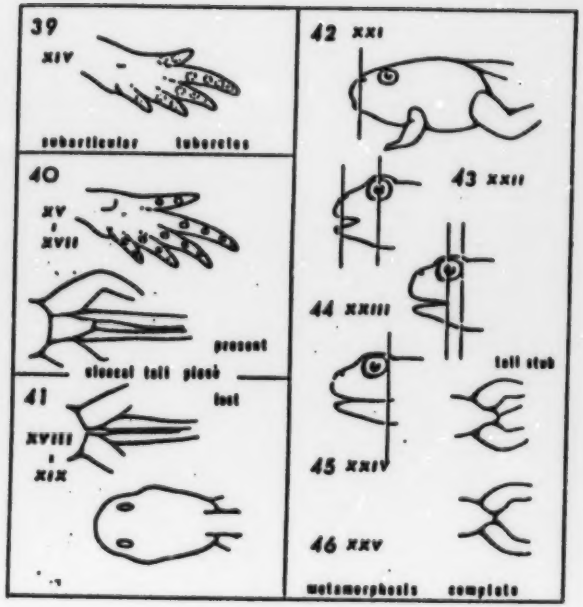
Etang	pH début	pH moyen	Conductivité µMHOS	Alcalinité meq l^{-1}	Acidité meq l^{-1}	Al total dissous µg l^{-1}	Al^{+3} µg l^{-1}	Ca mg l^{-1}	Mg mg l^{-1}	Fe mg l^{-1}	Na mg l^{-1}	K mg l^{-1}	Ni mg l^{-1}	Zn mg l^{-1}	Cl mg l^{-1}	SO_4 mg l^{-1}	COT mg l^{-1}	CIT mg l^{-1}	CT mg l^{-1}
1A	6.7	6.77	125	0.787	0.149	13	4	11.19	1.62	N.D.	2.80	0.44	2.0	0.3	10.92	8.19	17.8	5.8	23.6
1B	4.5	4.65	22	0.309	0.346	182	20	2.11	0.40	2.0	0.66	0.12	2.0	0.3	0.34	2.90	18.1	1.1	19.2
1	5.5	5.22	20	0.242	0.240	128	30	1.04	0.37	N.D.	0.51	0.06	2.0	0.3	0.18	4.33	5.4	1.5	6.9
2	6.1	5.84	25	0.323	0.271	85	8	1.80	0.60	N.D.	0.84	0.09	2.0	N.D.	0.19	5.57	10.6	1.0	11.6
4	6.4	6.42	55	0.674	0.298	15	2	5.70	3.10	N.D.	2.25	0.40	N.D.	N.D.	0.59	6.03	5.0	7.9	12.9
5	5.7	5.44	19	0.305	0.293	58	11	1.39	0.36	N.D.	0.82	0.07	2.0	N.D.	0.38	5.44	3.0	1.0	4.0
6	4.8	5.44	18	0.230	0.173	70	10	1.11	0.29	N.D.	0.58	0.06	2.0	N.D.	0.14	4.07	3.3	1.6	4.9
7	5.5	5.98	35	0.547	0.416	84	7	4.53	1.23	2.0	1.92	1.80	2.0	0.3	2.90	2.24	15.6	4.0	19.5
8	5.9	5.80	17	0.287	0.246	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	3.4	4.31	31	0.481	0.605	295	51	1.41	0.29	2.0	0.67	0.01	2.0	0.3	0.50	3.48	23.7	1.8	25.5
10	5.0	5.54	18	0.486	0.425	103	5	2.85	0.79	2.0	0.23	1.69	2.0	0.3	0.23	0.0	29.5	1.7	31.2
11	6.2	5.86	19	0.298	0.233	70	5	2.73	0.54	N.D.	0.24	1.10	2.0	N.D.	0.26	1.26	19.1	1.6	20.7
12	6.1	5.96	57	0.922	0.906	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	6.0	5.83	20	0.455	0.391	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	6.6	6.38	33	0.384	0.189	17	0	3.14	0.82	2.0	1.13	1.47	2.0	N.D.	0.19	4.46	9.1	2.8	11.9

N.D. : non-détectable
- : non analysé

Annexe C - Abondance des espèces, pourcentage de moisissures et durée de la période embryonnaire dans chaque étang.

Etang	# de pontes	Rana sylvatica Moisissures (%)	Durée embryon. (jrs)	Bufo amer.[1]	Amb. mac.[1]	Amb. jeff.[1]	Hyla cru.[1]
1A	0	0	0	0	0	0	C
1B	30	20	-	0	2	0	B
1	83	5	14	0	0	0	C
2	99	1	14	0	0	0	C
4	12	1	21	0	0	0	-
5	0	0	0	0	0	0	-
6	336	42	19	0	1	0	A
7	45	20	14	0	0	0	A
8	0	0	0	0	0	0	-
9	9	53	25	0	0	0	-
10	10	20	-	1	0	0	-
11	75	66	22	1	4	81	C
12	0	0	0	0	0	0	-
13	15	0	-	0	0	0	-
14	89	2	13	0	0	0	C

1 Bufo amer. : Bufo americanus
Amb. mac. : Ambystoma maculatum
Amb. jeff. : Ambystoma jeffersonianum
Hyla cru. : Hyla crucifer

A : très abondant
B : abondant
C : peu abondant

Annexe D - Stades de développement selon Gosner (1960).